ONEMA
Office national de l'eau
et des milieux aquatiques

Pollution des milieux aquatiques par les polychlorobiphényles (PCB) en France : principaux enjeux de gestion et lacunes identifiées dans les connaissances environnementales

Rapport final

Nathalie HUBAUX,
Olivier PERCEVAL,
les membres du comité de suivi scientifique du plan national d'actions sur les PCB

Décembre 2011

Contexte de programmation et de réalisation

Ce document s'inscrit dans le cadre des activités du comité de suivi scientifique placé auprès du comité de pilotage du Plan national d'actions sur les PCB. Il présente les résultats finaux d'une enquête menée auprès d'organismes en charge du contrôle et du suivi de la pollution des milieux aquatiques en France et d'experts scientifiques actifs dans le domaine de la recherche sur les PCB, croisés avec certains éléments récents de la bibliographie. Cette contribution vise à mieux sérier les différents enjeux de gestion en relation avec la problématique de la pollution des milieux aquatiques par cette famille de contaminants, et à identifier, en rapport avec ces enjeux, les lacunes perçues en termes de connaissances environnementales.
Ce travail a été coordonné et réalisé par l'ONEMA, en étroite collaboration avec le Comité de suivi scientifique du Plan national d'actions sur les PCB. Il constitue une étape essentielle dans la démarche d'identification et de proposition de projets de recherche à conduire en priorité à l'échelle nationale, en complément des travaux déjà engagés dans le cadre du Plan national d'actions sur les PCB lancé en février 2008, et notamment dans l'axe 2 de ce plan portant sur « *l'amélioration des connaissances scientifiques sur le devenir des PCB dans les milieux aquatiques et la gestion de cette pollution* ».

Les auteurs

Nathalie HUBAUX
Ingénieure en Environnement

Olivier PERCEVAL
ONEMA – DAST
Direction générale – Le Nadar, Hall C
5 Square Félix Nadar – 94300 Vincennes

Avec la collaboration des membres du comité de suivi scientifique du plan national PCB :

Hélène BUDZINSKI (Université Bordeaux I), Marc BABUT (IRSTEA), Christophe MOUVET (BRGM), Pascal DAUTHUILLE (Pôle de compétitivité AXELERA), Jean-Charles LEBLANC (ANSES), Véronique LOIZEAU (IFREMER), Pierre LABADIE (Université Bordeaux I)

et de Jean-François NARBONNE (Université Bordeaux I), Philippe BATAILLARD (BRGM), Magali NAVINER (MAAPRAT/DGAL), Nathalie TCHILIAN (MEDDTL/DEB), Romuald BERREBI (ONEMA/DAST)

Les correspondants

ONEMA : Olivier Perceval (Direction de l'Action Scientifique et Technique), olivier.perceval@onema.fr

[Autres renseignements nécessaires à la mise sur le Portail « les documents techniques sur l'eau », à renseigner si possible]

Droits d'usage :	*Accès libre*
Couverture géographique :	*FRANCE*
Niveau géographique [un seul choix] **:**	*National*
Niveau de lecture [plusieurs choix possibles] **:**	*Professionnels, experts*
Nature de la ressource [plusieurs choix possibles] **:**	*Document*

Pollution des milieux aquatiques par les polychlorobiphényles (PCB) en France : principaux enjeux de gestion et lacunes identifiées dans les connaissances environnementales

Rapport final

Nathalie HUBAUX, Olivier PERCEVAL & collaborateurs

Sommaire

Synthèse opérationnelle *5*

1. Présentation générale de l'étude 11

1.1. Contexte et objectifs 11

1.2. Méthodologie 12

1.2.1. Identification des problématiques de gestion liées à la présence de PCB dans les milieux aquatiques à partir d'entretiens semi-directifs 12

1.2.2. Recherche bibliographique internationale ciblée 13

1.2.3. Recensement des projets de R&D nationaux sur le thème des PCB, « cartographie » de la recherche française 14

1.3. Remarques préliminaires, abréviations utilisées 15

2. Présentation des enjeux de gestion et lacunes dans les connaissances 16

2.1. Identification des sources de pollution 16

2.1.1. Sources d'émission/réémission de PCB dans les milieux aquatiques 16

2.1.2. Bilan de masse et cycle biogéochimique des PCB 18

2.1.3. Caractérisation/identification des sources de PCB par l'étude des profils de contamination 20

2.2. Evaluation des risques environnementaux 22

2.2.1. Toxicité des PCB 22

2.2.2. Impact des sédiments contaminés mobilisés à la suite de phénomènes naturels ou anthropiques en milieu fluvial 24

2.2.3. Impact des sédiments contaminés en place en milieu fluvial sur la vie aquatique 26

2.2.4. Impact de la remobilisation de sédiments portuaires ou estuariens 27

2.2.5. Impact de la contamination par les PCB sur le milieu marin 28

2.2.6. Evaluation de la dangerosité des sédiments pollués gérés à terre lors du stockage intermédiaire ou des phases de prétraitement 29

2.2.7. Impact des PCB déposés par des crues dans des zones inondables 30

2.3. Surveillance des milieux aquatiques 31

2.3.1. Aspects analytiques 32

2.3.2. Recherche d'indicateurs de contamination fiables et peu chers, utilisables en routine 32

2.3.3. Détermination de critères de qualité pour les sédiments tenant compte de la bioaccumulation des PCB dans les réseaux trophiques 32
2.3.4. Elaboration d'un protocole de suivi de la contamination du biote dans des secteurs touchés par des interdictions de pêche 34

2.4. Techniques de traitement des sédiments contaminés par les PCB 35

3. Conclusion et recommandations ____ 38

4. Références bibliographiques ____ 40

5. Annexes ____ 45

Pollution des milieux aquatiques par les polychlorobiphényles (PCB) en France : principaux enjeux de gestion et lacunes identifiées dans les connaissances environnementales

Nathalie HUBAUX, Olivier PERCEVAL & collaborateurs

Synthèse opérationnelle

Cette étude s'inscrit dans le cadre des activités du comité de suivi scientifique placé auprès du comité national de pilotage et de suivi du plan national d'actions sur les PCB[1]. Ce document présente les résultats d'une enquête menée auprès d'organismes en charge du contrôle et du suivi de la pollution des milieux aquatiques en France, et d'experts scientifiques actifs dans le domaine de la recherche sur les PCB.

L'objectif principal de cette étude était d'identifier les difficultés rencontrées en France dans la gestion de la pollution des milieux aquatiques par les PCB et les manques dans les connaissances environnementales sur cette famille de contaminants contribuant à exacerber ces difficultés, à partir d'entretiens semi-directifs menés sur un panel de 34 interlocuteurs, représentants d'organismes gestionnaires et de recherche préalablement identifiés, et d'un examen ciblé de la littérature scientifique internationale la plus récente. Cette analyse s'appuie également, en partie, sur un travail de « cartographie » nationale de la recherche et du développement sur le thème des PCB dans l'eau et les milieux aquatiques mené parallèlement à cette étude.

Ce bilan doit aider à identifier, d'une part, les domaines de la R&D pour lesquels l'état des connaissances sur cette famille de contaminants n'est pas suffisamment avancé, et, d'autre part, les domaines pour lesquels les connaissances acquises n'ont pas (encore) été transférées aux gestionnaires. De façon ultime, ce document servira de base de réflexion pour l'élaboration d'actions de recherche à mener en priorité, en plus de celles déjà engagées dans le cadre du plan national d'actions sur les PCB, dans le but de renforcer l'utilisation des connaissances scientifiques et techniques les plus avancées pour éclairer la gestion de cette pollution.

Les enjeux de gestion identifiés dans le cadre de cette étude et les lacunes dans les connaissances associées à ces enjeux sont présentés selon quatre grandes axes thématiques, à savoir : 1) l'identification des sources d'émission des PCB et leur transport et devenir dans les milieux aquatiques, 2) l'évaluation des risques posés par ces polluants sur l'environnement aquatique, 3) la surveillance des milieux pour apprécier l'évolution temporelle et spatiale de cette pollution et évaluer l'efficacité des actions visant à éliminer les apports en PCB aux milieux aquatiques, et 4) les techniques de dépollution des sédiments contaminées par les PCB.

Les tableaux ci-dessous présentent les principaux résultats de cette étude.

[1] Site internet du MEDDTL, rubrique consacrée au Plan national d'actions sur les PCB : http://www.developpement-durable.gouv.fr/Que-faire.html

1. Identification des sources de contamination

Déficit en matière de R&D	Outil(s) de gestion à développer
Sources d'émission/réémission de PCB dans l'environnement aquatique	
► Elaboration d'inventaires pour : - les émissions liées à l'utilisation historique des PCB dans des applications ouvertes (peintures, joints d'étanchéité dans les bâtiments) - les émissions atmosphériques non intentionnelles (synthèse de pigments de couleur, incinération industrielle des déchets ménagers, activité des usines d'élimination des véhicules hors d'usage, recyclage non contrôlé des déchets électroniques) - les émissions à partir des principaux réservoirs environnementaux - les apports au milieu liés au vandalisme des transformateurs - les apports liés à l'épandage agricole des boues de stations de traitement des eaux usées (STEU)	► Valeurs limites d'émission pour les rejets atmosphériques industriels
Bilan de masse et cycle biogéochimique des PCB	
► Répartition des stocks de PCB entre les différents compartiments environnementaux à l'échelle du bassin versant et flux de PCB entre compartiments ► Voies et vitesses de dégradation des PCB dans les différents compartiments environnementaux ► Maîtrise des outils/modèles se basant sur des bilans de masse permettant d'appréhender les évolutions temporelles des quantités de PCB dans un système/milieu donné ► Comportement des PCB dans les sols	► Guide d'aide à la décision pour orienter les mesures de réduction des sources afin de minimiser les apports en PCB aux milieux aquatiques ► Protocole décrivant les mesures/actions à mettre en œuvre en cas de déversement accidentel de PCB
Caractérisation/identification des sources de PCB par l'étude des profils de contamination	
► Développement d'approches basées sur les analyses isotopiques complémentaires du chlore, du carbone et de l'hydrogène pour renseigner sur les sources d'émissions des PCB et sur leurs processus de dégradation	► Méthodes d'analyses statistiques permettant de caractériser la signature d'une contamination par les PCB à partir de l'étude de l'assemblage des congénères : - tester les outils existants et comparer leurs performances respectives (*benchmark*), - rassembler au sein d'un manuel d'utilisation l'ensemble des techniques/outils disponibles permettant de retracer l'origine d'une pollution, définir des règles d'utilisation pour ces outils

2. Evaluation des risques environnementaux

Déficit en matière de R&D	Outil(s) de gestion à développer
Toxicité des PCB	
► Effets des expositions des organismes aquatiques à de faibles doses de PCB sur le long terme ► Devenir des PCB dans les prédateurs supérieurs : compréhension des mécanismes fins responsables de la remobilisation des graisses et donc des PCB stockés lors de la croissance et de la reproduction ► Toxicité de certains produits de dégradation des PCB (hydroxy-PCB, méthyl sulfonyl-PCB pouvant contribuer aux effets œstrogène-mimétiques) ► Effets des interactions potentielles (synergies positives ou antagonismes) entre différents congénères ► Rôle de la chiralité, c'est-à-dire la configuration spatiale de congénères ayant une même formule chimique, dans les mécanismes d'action toxique ► Capacités d'adaptation des populations naturelles exposées de façon chronique à de faibles concentrations de PCB dans l'environnement	
Impact des sédiments contaminés mobilisés à la suite de phénomènes naturels ou anthropiques en milieu fluvial	
► Connaissance des interactions et modifications physico-chimiques engendrées par le déplacement des sédiments, y compris les interactions entre les matières en suspension (MES) et la phase aqueuse ► Informations sur les flux sédimentaires, notamment les flux de MES, les distances impactées par les MES lors de chasses ou d'opérations de dragage, la cinétique des polluants associés aux MES, et les bilans sédimentaires à l'échelle des bassins versants	► Transfert vers le gestionnaire des outils statistiques permettant de constituer les plans d'échantillonnage et des méthodes d'analyses à appliquer lors de la phase de caractérisation de bancs sédimentaires à draguer ► Démarche générale de l'évaluation des risques posés par les sédiments fluviaux en place et dans le cadre d'opérations de dragage à repréciser. Besoin d'outils d'analyse comparative des risques ► Promouvoir l'utilisation des analyses coûts-bénéfices pour communiquer de façon plus efficace avec les pouvoirs publics et prioriser les actions à mettre en œuvre en termes de gestion

Impact des sédiments contaminés en place en milieu fluvial sur la vie aquatique	
	► Synthèse comparative et transfert vers le gestionnaire des méthodes existantes pour la détermination de valeurs seuils ou de critères de qualité des sédiments permettant d'en évaluer la dangerosité envers les organismes aquatiques (potentiel écotoxique)
Impact de la remobilisation de sédiments portuaires ou estuariens	
► Impact du « relargage » des sédiments en mer : - besoin de mieux caractériser et de prendre en compte les flux de polluants toxiques dans l'évaluation des impacts environnementaux des opérations de dragage et d'immersion en mer des sédiments - élaboration d'indicateurs globaux intégrateurs de la pollution des sédiments notamment pour le suivi des effets des opérations de dragage et d'immersion en mer	► Outil d'aide à la décision pour la gestion des sédiments contaminés en zone portuaire et dans les estuaires tenant compte des dernières évolutions en termes de réglementation
Impact de la contamination par les PCB sur le milieu marin	
► Connaissance des cycles biogéochimiques des PCB dans le milieu marin à des échelles globales et locales (par ex. temps de résidence moyen des PCB dans les sédiments marins et facteurs influençant ce temps de résidence, échanges gazeux à l'interface océan-atmosphère) ► Sensibilité des espèces marines aux PCB (par ex. mécanismes d'action toxique des PCB non *dioxin like*, contribution relative d'expositions chroniques aux PCB dans le déclin de certaines populations locales d'organismes marins)	
Evaluation de la dangerosité des sédiments pollués gérés à terre lors du stockage intermédiaire ou des phases de prétraitement	
► Comportement des PCB dans les sédiments déposés à terre ou lors de phases de prétraitement, quantification de la part de PCB volatilisés vers l'atmosphère	► Préconisations, guides de bonnes pratiques pour les opérations de dragage, le transport et le stockage intermédiaire des sédiments contaminés tenant compte des critères de dangerosité de ces derniers ► Méthodologie permettant un classement pertinent des sédiments gérés à terre qui tienne compte des caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques des sédiments et de l'évolution au cours du temps de ces caractéristiques

Impact des PCB déposés par les crues dans des zones inondables	
	► Synthèse des résultats des études/recherches sur l'impact des sédiments redéposés pour les chaînes trophiques en place

3. Surveillance des milieux aquatiques

Déficit en matière de R&D	Outil(s) de gestion à développer
Aspects analytiques	
► Développement et optimisation de méthodes d'analyse permettant de prendre en compte simultanément l'ensemble des 209 congénères de PCB	
Recherche d'indicateurs de contamination fiables et peu chers, utilisables en routine	
► Test du caractère générique et extrapolable des relations entre concentration des PCB indicateurs (PCBi) et concentration des PCB type dioxine (PCB-DL) pour différents types de matrices analytiques et différents contextes géographiques ► Optimisation et normalisation d'indicateurs biologiques intégrateurs développés en écotoxicologie (tests cellulaire *in vitro* et biomarqueurs) pour une utilisation comme outils de diagnostic d'une pollution par les PCB et de surveillance des effets de la contamination	
Détermination de critères de qualité pour les sédiments tenant compte de la bioaccumulation des PCB dans les réseaux trophiques	
	► Synthèse des seuils sédiment obtenus dans les plus récentes études du CEMAGREF (IRSTEA) visant à étudier les relations entre la contamination des sédiments par les PCB et la contamination du biote à différentes échelles spatiales et suivant différentes approches (BSAF, modèle de bioaccumulation à base physiologique, modèles statistiques)
Elaboration d'un protocole de suivi de la contamination du biote dans des secteurs touchés par des interdictions de pêche	
	► Définition d'un protocole de suivi pertinent et optimisé en termes de moyens techniques et financiers, en prenant en compte les espèces à cibler en priorité, le nombre et les caractéristiques biométriques des individus à prélever, les fréquences de prélèvement et les analyses à réaliser

4. Techniques de traitement des sédiments contaminés par les PCB

Déficit en matière de R&D	Outil(s) de gestion à développer
► Applicabilité des techniques de traitement des sédiments contaminés développées à partir de zones de type *hot spots* à des sédiments présentant des niveaux de contamination moins élevés ► Applicabilité des techniques de traitement des sédiments à très large échelle, déclinaison à l'échelle industrielle des techniques éprouvées en laboratoire ► Initiatives de projets de décontamination *in situ* fédérant au sein de zones/sites ateliers des acteurs de la R&D issus d'horizons différents permettant d'appréhender cette problématique de façon holistique	► Guide d'aide à la décision proposant les meilleures technologies disponibles de traitement des sédiments en fonction des caractéristiques minérales et chimiques des sédiments à traiter

MOTS CLES (THEMATIQUE ET GEOGRAPHIQUE)
Polychlorobiphényles – PCB – Pollution – Plan national d'actions sur les PCB – Enjeux de gestion – Besoins de recherche – Sources d'émissions – Evaluation des risques environnementaux – Surveillance – Techniques de traitement – Sédiments contaminés – France

CONTACT
ONEMA : Olivier Perceval (Direction de l'Action Scientifique et Technique), olivier.perceval@onema.fr

Pollution des milieux aquatiques par les polychlorobiphényles (PCB) en France : principaux enjeux de gestion et lacunes identifiées dans les connaissances environnementales

Nathalie HUBAUX, Olivier PERCEVAL & collaborateurs

1. Présentation générale de l'étude

1.1. Contexte et objectifs

A la suite du constat de contamination de poissons du Rhône par les PCB, un plan national d'actions contre la pollution de l'environnement par ces polluants organiques persistants a été mis en œuvre en 2008 par les ministères en charge du développement durable, de la santé et de l'agriculture[2]. Parmi les 6 axes que comporte ce plan, l'un d'eux vise à « *améliorer les connaissances scientifiques sur le devenir des PCB dans les milieux aquatiques et gérer cette pollution* ». Plusieurs actions ont été entreprises en 2008 dans le cadre de ce plan, en vue notamment de fournir des premiers éléments de réponse à des questions sur les connaissances environnementales relatives à cette famille de contaminants, en lien avec des enjeux de gestion prioritaires de cette pollution.

Au cours du deuxième comité de suivi du plan PCB (17 décembre 2008), l'Onema, dans le cadre de ses missions d'appui scientifique et technique aux services de l'état et aux acteurs de l'eau, a été sollicité afin de mettre en place et de piloter un groupe de suivi scientifique placé auprès du comité de pilotage afin notamment :

- d'assurer le suivi scientifique, la cohérence, la complémentarité et la pertinence des actions de connaissances environnementales conduites au niveau national et dans les bassins ;
- d'identifier et de proposer les éventuels travaux complémentaires à conduire en plus de ceux déjà engagés.

Cette étude s'inscrit dans le cadre des activités de ce comité de suivi scientifique. Ce document présente les résultats d'une enquête menée auprès d'organismes en charge du contrôle et du suivi de la pollution des milieux aquatiques en France[3] et d'experts scientifiques actifs dans le domaine de la recherche sur les PCB, ainsi que d'une recherche bibliographique ciblée de la littérature scientifique internationale. Il vise essentiellement à mieux sérier les différents enjeux de gestion liés à la pollution de l'eau et des milieux aquatiques par les PCB, et à identifier, en rapport avec ces enjeux, les lacunes perçues en termes de connaissances environnementales[4]. Ce bilan doit aider, par la suite, à identifier, d'une part, les domaines de la R&D pour lesquels l'état des connaissances sur cette famille de contaminants n'est pas suffisamment avancé et, d'autre part, les domaines pour lesquels les connaissances acquises n'ont pas été transférées aux gestionnaires en charge de la qualité des milieux aquatiques. De façon ultime, ce document servira de base de réflexion pour l'élaboration d'actions de recherche à mener en priorité en plus de celles déjà engagées dans le cadre du plan, dans le but de renforcer l'utilisation des connaissances scientifiques et techniques les plus avancées pour éclairer la gestion de cette pollution.

[2] Site PCB Eaufrance : http://www.pollutions.eaufrance.fr/pcb/index.html; site internet du MEDDTL, rubrique consacrée au Plan national d'actions sur les PCB : http://www.developpement-durable.gouv.fr/Que-faire.html.

[3] Seuls les acteurs de l'eau de métropole ont été consultés lors de cette enquête. Les résultats d'un rapport récent de l'Ifremer sur l'imprégnation de la faune halieutique des littoraux des Antilles à divers contaminants chimiques semblent en effet indiquer des niveaux de concentration en PCB moins élevés que ceux observés en métropole. Bertrand, J. A., A. Abarnou, *et al.* (2009). Diagnostic de la contamination chimique de la faune halieutique des littoraux des Antilles françaises. Campagnes 2008 en Martinique et en Guadeloupe, Ifremer, Martinique (http://archimer.ifremer.fr/doc/2009/rapport-6896.pdf).

[4] Les aspects liés à la caractérisation de l'exposition environnementale de l'homme aux PCB ainsi qu'à leurs effets sur la santé humaine ne sont pas abordés dans ce document.

Il est à noter que le caractère synthétique de cette note ne peut appréhender totalement les différentes facettes de cette problématique, mais doit permettre la mise en valeur de certains points forts évoqués par les interlocuteurs sollicités durant l'enquête. Il s'agira par la suite de les mettre en regard avec les acquis scientifiques et technologiques engrangés dans les différents programmes de recherche tant sur le plan national qu'international, et les retours d'expérience sur la gestion de cette pollution dans d'autres pays européens et d'Amérique du Nord.

Pour des raisons de lisibilité du document, les enjeux de gestion et les lacunes dans les connaissances associées ont été regroupés en quatre grands axes préalablement définis, à savoir : *(i)* l'identification des sources d'émissions de PCB et leur transport et devenir dans les milieux aquatiques ; *(ii)* l'évaluation des risques posés par ces polluants sur l'environnement aquatique ; *(iii)* la surveillance des milieux pour apprécier l'évolution temporelle et spatiale de la pollution et évaluer l'efficacité des actions mises en place visant à éliminer les apports en PCB aux milieux aquatiques ; et *(iv)* les techniques de dépollution des sédiments contaminés par les PCB.

1.2. Méthodologie

L'objectif principal était d'identifier les difficultés rencontrées en France dans la gestion de la pollution par les PCB des milieux aquatiques et les manques dans les connaissances environnementales sur cette famille de contaminants contribuant à exacerber ces difficultés, à partir d'entretiens semi-directifs menés sur un panel d'interlocuteurs, représentants d'organismes gestionnaires et de recherche préalablement identifiés, et d'un examen ciblé de la littérature scientifique internationale.

Cette note synthétique présente les lacunes perçues dans les connaissances environnementales sur les PCB en rapport avec les principaux enjeux de gestion de cette pollution. Un effort reste à faire pour distinguer les lacunes relevant d'un véritable déficit en termes de connaissances, de celles souffrant d'une absence de transfert de connaissances déjà produites par ailleurs. Egalement, un effort de hiérarchisation des différents enjeux de recherche au sein de chacun des axes décrits dans ce document est encore à réaliser.

Cette analyse pourra s'appuyer sur un travail de « cartographie » nationale de la R&D sur le thème des PCB dans l'eau et les milieux aquatiques réalisé parallèlement à cette étude. Un recensement des projets de recherche sur les PCB a ainsi été effectué à partir d'une analyse du contenu des grands programmes nationaux de R&D dans le domaine de l'environnement (voir ci-après la liste détaillée), et d'une enquête menée à l'échelle nationale auprès de scientifiques et de gestionnaires. Dans le présent document, seule la démarche employée pour réaliser cette cartographie est présentée ; les résultats de cette recherche font actuellement l'objet d'une valorisation séparée, notamment *via* la mise en ligne d'une base de données répertoriant l'ensemble des projets recensés.

Les membres du Comité de Suivi Scientifique du plan national d'actions sur les PCB ont été consultés à différentes étapes de la réalisation de cette étude, et ont activement contribué à préciser et à enrichir le contenu de ce document.

1.2.1. Identification des problématiques de gestion liées à la présence de PCB dans les milieux aquatiques à partir d'entretiens semi-directifs

Trente-quatre interlocuteurs ont été contactés en vue de réaliser ces entretiens, représentants de structures impliquées dans la gestion des problématiques de pollution de l'environnement, et d'organismes de recherche publics et du secteur privé. Parmi ces 34 interlocuteurs initialement identifiés, 24 ont répondu positivement à notre sollicitation ; le Tableau 1 donne le détail des affiliations de ces interlocuteurs.

Tableau 1. *Liste des organismes, institutions, et groupes scientifiques et techniques consultés au cours de cette étude, en plus des entités représentées au sein du comité de suivi scientifique du Plan national PCB dont la composition figure en Annexe I.*

ADEME	EPIDOR – Etablissement public territorial du bassin de la Dordogne
Agence de l'eau Artois-Picardie	Groupe GEODE
Agence de l'eau Seine-Normandie	Groupe Séché (TREDI)
Agence de l'eau Loire-Bretagne	GIP Seine-Aval
CISALB – Comité intersyndical pour l'assainissement du lac du Bourget	IFREMER
CNR – Compagnie Nationale du Rhône	IRD
DREAL de Bassin Adour-Garonne	MEDDTL/DEB
DREAL de Bassin Artois-Picardie	OSR – Observatoire des Sédiments du Rhône
DREAL de Bassin Rhin-Meuse	Picardie Nature
DREAL de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse	SILA – Syndicat mixte du lac d'Annecy
DREAL Haute-Normandie	Université Pierre et Marie Curie – UMR Sisyphe
EDF	VNF – Voies Navigables de France

1.2.2. Recherche bibliographique internationale ciblée

Une recherche bibliographique a été menée à partir des moteurs de recherches usuels (*Web of Science*, *Scopus*), dans le but de valider et de compléter les informations recueillies dans le cadre des entretiens semi-directifs, en utilisant une liste de mots clés présentée ci-dessous.

Thème	*Base WoS*
Emissions, rejets	PCB* OR "polychlorinated biphenyl*" **AND** emission* (*104 + 19*) OR source* (*199 + 53*) OR atmosph* (*206 + 87*) OR "sewage sludge" (*48 + 26*)
Méthodes d'analyse	PCB* OR "polychlorinated biphenyl*" **AND** sampl* (*1022 + 341*) OR analytic* (*101 + 39*) OR measur* (*493 + 95*)
Contamination, impregnation	PCB* OR "polychlorinated biphenyl*" **AND** contamination (*1345 + 332*) OR pollution (*168 + 92*) OR distribution (*273 + 136*)
Transport et devenir dans les milieux aquatiques	PCB* OR "polychlorinated biphenyl*" **AND** transport (*1133 +333*) sediment* (*2590 + 609*) OR "suspended particles" (*20 + 0*) OR bioaccumulation (*834 + 0*) OR "trophic transfer" (*30 + 12*) OR degradation (*1662 + 498*) OR dechlorination (*465 + 171*) OR "half-life" (*94 + 42*) OR elimination (*126 + 55*)

Thème	*Base WoS*
Ecotoxicité, impacts environnementaux	PCB* OR “polychlorinated biphenyls*” **AND** ecotoxicology (*1491 +315*) OR toxicity (*28 + 883*) OR effect* (*802 + 872*) OR population (*1238 + 328*) OR mechanism* (*418 + 279*) OR biomarker (*75 + 25*) OR “environmental risk assessment” (*0 + 1*) OR “environmental risk management (*1 + 0*) OR “impact assessment” (*5 + 0*)

Des informations ont également été collectées à partir des sites internet suivants :

- US EPA : http://www.epa.gov/epawaste/hazard/tsd/pcbs/index.htm & http://www.clu-in.org/contaminantfocus/default.focus/sec/Polychlorinated_Biphenyls_(PCBs)/cat/Overview/
- PCB Workshop : http://www.pcbworkshop.org/
- Stratégie communautaire concernant les dioxines, les furanes et les PCB (2001) : http://europa.eu/legislation_summaries/internal_market/single_market_for_goods/chemical_products/l21280_fr.htm
- SedNet : http://www.sednet.org/library/library-sednetconference5.htm
- OSPAR : http://www.ospar.org/welcome.asp?menu=0

1.2.3. Recensement des projets de R&D nationaux sur le thème des PCB, « cartographie » de la recherche française

Les contenus des programmes nationaux de R&D dans le domaine de l’environnement ont été analysés pour identifier les études/projets en rapport avec la problématique des PCB à partir des informations disponibles sur internet, et le cas échéant, dans les rapports de synthèse et/ou d’activité issus de ces programmes. Les programmes visés par cette recherche sont ceux de l’Agence nationale de la recherche (CES, VCM, PRECODD, SEST), les programmes du Ministère en charge du développement durable (PNETOX, PNRPE, LITEAU), certains programmes du CNRS (ECCO et EC2CO dont PNEC), et le programme de Fond unique interministériel (FUI) soutenant les projets de R&D collaboratifs des pôles de compétitivité. En cas de doute sur l’inclusion des PCB en tant qu’objets de recherche dans les projets recensés, les coordinateurs scientifiques de ces derniers étaient interrogés pour préciser leurs contenus. Cette première approche nous a permis de recenser 63 projets.

En complément, un questionnaire visant à identifier les structures/équipes actives sur la problématique des PCB en France, tant en termes de recherche que de gestion (contrôle et suivi), et à caractériser leurs centres d’intérêt respectifs a été envoyé à plus de 180 contacts identifiés parmi des chercheurs/experts scientifiques (100) et des référents d’EPTB (8), de DREAL (21), d’associations de protection de la nature (10), de groupements d’intérêt public (2) et scientifique (1), de zones ateliers (3), de pôles de compétitivité (5), de syndicats de rivière (15), de communautés de communes (4), et autres groupes d’étude et réseaux coopératifs de recherche (15). Le taux de retour du questionnaire était de 59%, avec plus 55% des répondants indiquant une implication présente ou passée dans cette problématique. Cette approche nous a permis de recenser 49 projets supplémentaires.

Egalement, une recherche a été menée dans les archives documentaires en ligne « HAL » (hyper articles en ligne), « CEMOA » (archives ouvertes du CEMAGREF[5]), « SUDOC » (catalogue universitaire de documentation), « TEL » (thèse en ligne), « REFDOC » (site documentaire du CNRS),

[5] Devenu IRSTEA (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l’environnement et l’agriculture) depuis le 28 novembre 2011

ainsi que sur le portail des « documents techniques sur l'eau », et sur les sites internet du BRGM, du CNRS, de l'INSU, du CEMAGREF, d'IFREMER, de l'ADEME, de l'INERIS, de l'ANSES, et du groupe GEODE. Les projets répertoriés dans la base de données Cart'eau ont également ont été ajoutés à cette liste, ainsi que les projets soutenus dans le cadre de programmes de R&D européens (FEDER et INTERREG), impliquant des équipes de recherche françaises. Au final, nous avons ainsi recensé un total de 145 projets, la grande majorité étant en cours ou récemment aboutis.

1.3. Remarques préliminaires, abréviations utilisées

Enfin, pour mieux apprécier la portée de ce document et juger de sa représentativité, les considérations suivantes sont à prendre en compte :

- les acteurs de la R&D sur les PCB et les organismes en charge de la gestion de cette pollution qui ont initialement été identifiés puis contactés pour réaliser cette étude n'ont pas tous souhaité répondre à nos divers sollicitations (questionnaires, entretiens non directifs) ; par conséquent, certains aspects relatifs à cette problématique ont pu être négligés ;
- les études ou projets des programmes nationaux de recherche sur l'environnement (voir ci-dessus pour une liste détaillée des programmes) dont l'objet principal d'étude porte les PCB sont pour la plupart postérieurs à l'année 2000 ; malgré un effort consenti pour identifier des projets antérieurs à cette date, les résultats d'études plus anciennes dont l'accès reste difficile ou confidentiel (*i.e.* données non-publiées dans des revues scientifiques avec comité de lecture ou dans des rapports diffusés sur Internet) n'ont pas été considérés ;
- les études ou projets de recherche qui incluent les PCB, mais n'en font pas leur principal objet/thème de recherche sont vraisemblablement sous-représentés dans cette étude ;
- il existe une abondante littérature scientifique internationale sur les PCB ; une recherche préliminaire réalisée à partir des bases bibliographiques *Web of Science* et *Scopus* à l'aide d'une série prédéfinie de mots-clés a permis d'évaluer ce corpus à environ 30 000 à 40 000 publications. Compte-tenu des délais et de la période d'exécution de cette étude, notre recherche bibliographique s'est limitée aux articles de revue (*review articles*) récemment publiés, ou encore aux articles les plus fréquemment cités ;
- certains des modèles et résultats d'études présentés dans ce document ont été développés ou obtenus dans des contextes bien spécifiques, à partir d'un jeu de données représentatif de conditions environnementales locales, d'une espèce biologique donnée, etc. Afin d'extrapoler les résultats issus d'un modèle à d'autres situations un effort de calibration des modèles est à faire pour s'assurer de la pertinence de transposer les résultats de certaines études à de nouvelles situations (par ex. nouveaux sites, nouvelles espèces) ;
- enfin, la gestion des risques liés à la pollution comprend nécessairement une étape de communication du risque et d'information du public ; ces aspects n'ont pas été abordés dans ce document ;
- **pour toutes ces raisons, ce document ne peut aucunement prétendre à l'exhaustivité.**

Les abréviations suivantes sont utilisées dans le présent document

PCB – Polychlorobiphényles, famille de composés organiques chlorés comprenant 209 congénères

PCB-DL – PCB « *dioxin-like* » ou PCB de type dioxine, dont la toxicité procède d'un mécanisme analogue à celui des dioxines, font référence aux 12 congénères « coplanaires » mono-ortho ou non-ortho substitués (CB 77, CB 81, CB 105, CB 114, CB 118, CB 123, CB 126, CB 156, CB 157, CB 167, CB 169, CB 189)

PCB-NDL – PCB « *non-dioxin-like* » qui agissent via un mécanisme d'action différent de celui des dioxines

PCBi – PCB indicateurs faisant référence à 7 congénères parmi les plus fréquemment retrouvés dans les produits contaminés, et dont le dosage est couramment utilisé pour quantifier la contamination d'un produit ou d'une matrice par les PCB (CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180)

2. Présentation des enjeux de gestion et lacunes dans les connaissances

2.1. Identification des sources de pollution

De manière globale, les sources contemporaines d'émissions de PCB dans l'environnement peuvent être regroupées en 3 grandes catégories (Breivik et Sweetman 2007): *(i)* les émissions primaires résultant de la production historique des PCB, et de l'utilisation consécutive, de l'élimination ou des rejets accidentels des produits ou matériaux contenant des PCB, *(ii)* les émissions liées à la réémission des PCB existants à partir des réservoirs/compartiments environnementaux, et *(iii)* celles issues de la formation accidentelle ou non intentionnelle des PCB, par ex. synthèse *de novo* de PCB à partir de processus de combustion.

Plus spécifiquement, les apports actuels aux milieux aquatiques semblent procéder de deux catégories de phénomènes :

- la remobilisation d'un « fond ambiant » local de PCB plus ou moins anthropisé, alimenté par les diverses contributions historiques résultant de l'utilisation débridée de ces produits pendant presque 50 ans en applications ouvertes ou fermées ;
- les contributions ponctuelles dans le temps et dans l'espace pouvant résulter du vandalisme de transformateurs, de déversements accidentels, de ruissellement à partir de sites pollués (sites de ferraillage, décharges anciennes et sauvages), de mouvements dans les parcs de transformateurs électriques à la suite de précipitations de forte intensité, de rejets de déversoirs d'orage, etc.

Depuis le début des années 2000, l'effort de contrôle de la pollution par les PCB s'est orienté vers l'identification des produits ou déchets contenant des PCB, avec pour objectif une destruction et une élimination sûre de ces substances. Le plan national de décontamination et d'élimination des appareils contenant des PCB[6] piloté par le MEDDTL et l'ADEME, et issu de la transcription dans le droit français de la directive européenne 96/59/CE, s'inscrit dans cette logique. Il est important de noter ici que seuls les appareils contenant de l'huile avec un taux de PCB totaux de plus de 50ppm sont considérés comme étant des déchets dangereux et sont recensés dans l'inventaire de l'ADEME. *A contrario*, les appareils contenant de l'huile ayant une concentration en PCB totaux inférieure à 50ppm « sont considérés par la réglementation comme ne contenant pas de PCB »[7].

L'inventaire de tous les rejets sur terre et dans l'eau est encore loin d'être complet en France comme en Europe (Commission des Communautés Européennes 2001). Concernant les sources non industrielles pour lesquelles la réduction des émissions semble la plus lente, les connaissances sont encore assez limitées.

Dans ce premier axe sont recensées les lacunes dans les connaissances sur les sources d'émissions des PCB. Afin de continuer à réduire les niveaux d'exposition des milieux aquatiques à ces contaminants, il conviendra d'identifier dans une première étape quels sont les différents apports de PCB dans les milieux aquatiques, puis de déterminer le poids relatif de ces différentes sources d'émissions et d'appliquer en conséquence des mesures de gestion les plus appropriées. Il s'agira également de mieux comprendre et quantifier les transferts des PCB d'un compartiment environnemental à un autre, ainsi que les processus de dégradation au sein de ces compartiments.

2.1.1. Sources d'émission/réémission de PCB dans les milieux aquatiques

Afin de pouvoir prioriser les actions de réduction de rejets de PCB dans les milieux aquatiques et donc dans l'environnement, il s'agira de mieux connaître les différentes sources de PCB et d'en quantifier les contributions. Une telle démarche comprend en premier lieu l'élaboration des inventaires d'émissions suivants :

[6] Selon le décret n°87-59 du 2 février 1987, « est considéré comme PCB ou PCT toute préparation dont la teneur en PCB est supérieure à 0,005% en masse (50mg/kg ou 50ppm) ». Par conséquent, un appareil est considéré comme contenant des PCB quand il contient de l'huile elle-même *contaminée* à plus de 50ppm.

[7] http://www.developpement-durable.gouv.fr/Vous-etes-detenteur-d-un-appareil,12540.html

- émissions liées à l'utilisation historique des PCB dans des applications ouvertes que sont les peintures et les joints d'étanchéité utilisés dans les bâtiments. Des études récentes montrent en effet que ces sources non négligeables d'émissions diffuses au niveau de certains bâtiments représentent un danger potentiel sur le long terme pour l'environnement (Kohler, Tremp *et al.* 2005 ; Robson, Melymuk *et al.* 2010) ;
- sources d'émissions à partir des principaux réservoirs environnementaux (stocks de sédiments pollués, sols, glaciers - cf. Schmid, Bogdal *et al.* 2011). Il conviendrait d'estimer les quantités de PCB présents dans ces réservoirs, et d'en quantifier la fraction bio-disponible (selon les caractéristiques des matrices considérées) ;
- émissions atmosphériques non intentionnelles de certains congénères de PCB résultant de la synthèse de pigments de couleur (Hu et Hornbuckle 2010 ; Rodenburg, Guo *et al.* 2010), de la combustion de bois (Gullett, Touati *et al.* 2003 ; Hedman, Naslund *et al.* 2006 ; Eckhardt, Breivik *et al.* 2007)[8], de l'incinération industrielle de déchets ménagers, des feux accidentels de décharge (Collet 2004), de l'activité des usines d'élimination des véhicules hors d'usage[9], du recyclage non contrôlé de déchets électroniques[10] (Gioia, Eckhardt *et al.* 2011), et d'autres activités industrielles (PNUE 1999 ; Baek, Choi *et al.* 2010).

Egalement, à l'échelle de certains cours d'eau, le vandalisme des transformateurs dans le but d'en récupérer certains métaux et les déversements accidentels contribueraient de manière significative aux apports de PCB (Chevreuil, Blanchard *et al.* 2009 ; Meunier and Bazin 2010), sachant que chaque transformateur peut contenir entre 60 et 400kg de PCB. En 2008, TREDI (Séché Environnement) a recensé une quarantaine de cas de vandalisme en France.

L'utilisation toujours actuelle d'huile verte de décoffrage qui peut contenir jusqu'à 49ppm de PCB serait également à prendre en compte dans les bilans de masse des PCB (Meunier et Bazin 2010).

L'épandage agricole de boues de stations d'épuration des eaux usées pour des fins d'amendement peut, dans certaines occasions, contribuer notablement aux apports dans les milieux aquatiques, ce, même lorsque la norme d'épandage pour les PCB dans les boues est respectée (Chevreuil, Blanchard *et al.* 2009)[11]. De nombreuses données concernant la qualité des boues de stations de traitement des eaux usées (STEU), y compris sur le volet « micropolluants », sont maintenant disponibles au niveau national. La valorisation de ces données permettra une évaluation plus juste de l'importance de l'épandage des boues de STEU dans le cycle des PCB.

Il s'agira dans un deuxième temps de réunir ces données afin de déterminer quelles sont les parts relatives des différentes sources de PCB vers l'environnement aquatique et d'analyser si une priorisation est possible dans les actions de réduction des sources à entreprendre.

Outil(s) de gestion à développer

Valeurs limites à l'émission (VLE) pour les rejets atmosphériques industriels. Des valeurs limites d'émission pour les PCB ont été fixées par certaines DREAL, mais aucune VLE n'est actuellement en vigueur au niveau national. La logique qui prévaut pour définir les VLE des installations industrielles est celle des meilleures techniques disponibles (MTD) économiquement acceptables. Cette logique est inscrite dans les réglementations française (depuis 1976, réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement – ICPE) et européenne (depuis 1996, directive IPPC –

[8] La combustion de biomasse, sous certaines conditions, peut aboutir à la formation de biphényles. La combustion de biomasse contaminée par des organochlorés peut conduire à la formation de PCB.

[9] Dans le cadre de l'appel à projets R&D CORTEA PNSE2, l'ADEME souhaite accompagner des projets visant à améliorer les connaissances sur les sources d'émissions atmosphériques de PCB, en particulier les sources industrielles relevant de l'industrie des déchets. Voir également les documents relatifs aux directives sur les meilleures techniques et les meilleures pratiques environnementales en liaison avec l'article 5 et l'annexe C de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, décrivant en détail les émissions des PCB lors du procédé de broyage de véhicules hors d'usage.

[10] Une part significative des 8,7 millions de déchets électriques et électroniques produits annuellement en Europe sont envoyés vers les pays du Sud. Certaines parties de ces produits inutilisables sont recyclées, comme le cuivre récupéré par la combustion des câbles et autres composants électroniques, processus pouvant produire des PCB.

[11] Egalement, il s'agira de s'interroger sur la façon dont cette norme fixée à 0,8 mg/kg p. sec (somme des 7 PCBi) a été construite et sur sa signification éco-toxicologique.

Integrated Pollution Prevention and Control, puis IED – *Industrial Emissions Directive*) et permet de fixer, au niveau local, les VLE pour tout polluant émis dans l'air ainsi que les autres dispositions concernant la consommation ou les rejets d'unités industrielles. Une VLE pour les PCB n'a pas encore été définie au niveau national par manque de connaissance des émissions des sources industrielles. Une étude en cours menée par l'ADEME sur 19 sites de traitement de déchets et l'appel à projets CORTEA[12], également piloté par l'ADEME, devraient apporter les connaissances nécessaires pour l'éventuel établissement de cette VLE au niveau national, et contribuer à la mise en œuvre de la directive IED.

2.1.2. Bilan de masse et cycle biogéochimique des PCB

Il conviendrait de mieux comprendre les processus fondamentaux régissant les transferts de PCB d'un compartiment de l'environnement vers un autre, de quantifier les flux entre ces compartiments, ainsi que les processus de dégradation des PCB qui agissent en leur sein. Une des questions sous-jacentes est notamment celle de la demi-vie des PCB dans les différentes matrices environnementales et de « l'épuisement » des stocks existants de PCB (Brenner, Magar *et al.* 2004 ; Brown, Sheldon *et al.* 2009 ; Carlson, Vault *et al.* 2010). Une meilleure connaissance du cycle biogéochimique des PCB à différentes échelles spatiales et temporelles est fondamentale, notamment pour prédire l'évolution de leurs niveaux de concentrations dans l'environnement, et ainsi être en mesure d'estimer le temps nécessaire pour un retour à des concentrations de l'ordre du « bruit de fond » ou à tout le moins d'un fond ambiant, ou encore à des concentrations sans effet apparent sur les écosystèmes aquatiques. Sur ce thème, un besoin de travailler en France sur les tendances temporelles et de mettre en place un suivi adapté a clairement été identifié.

Ces bruits de fond ou fonds ambiants sont par ailleurs difficiles à définir, et ce pour de multiples raisons : *(i)* les connaissances relatives aux transferts des PCB dans les premiers niveaux trophiques et les paramètres contrôlant le taux de diffusion des PCB depuis les sédiments vers les réseaux trophiques sont encore insuffisants tant en milieu fluvial que dans le milieu marin ; *(ii)* l'intensité ou l'ampleur de ces processus de transfert varie selon les écosystèmes, ce qui complique la généralisation des résultats d'une étude spécifique à un autre contexte ; *(iii)* la notion de « concentration sans effet » varie selon l'espèce biologique à protéger (invertébrés benthiques, poissons, etc.) et de sa sensibilité intrinsèque à cette famille de contaminants ; *(iv)* notion également fortement dépendante de la capacité des espèces à tolérer cette pollution, notamment *via* une acclimatation (physiologique) ou à une adaptation (génétique) des organismes.

Les premières estimations au niveau global de la répartition des stocks de PCB entre les différents compartiments de l'environnement datent des années 1980 (Tanabe 1988 ; Marchand 1989). En France, différentes études s'intéressant aux transferts des PCB entre les différents stocks/compartiments ont été réalisées dans le but d'aider les gestionnaires dans la prise de décision pour engager des actions de réduction des sources d'émission. Certains travaux menés sur le bassin versant de la Seine apportent des éléments quant aux contributions relatives des différentes sources de PCB (cf. rapport du PIREN Seine, Chevreuil, Blanchard *et al.* 2009) : ils mettent notamment en évidence l'importance des dépôts atmosphériques[13] et des apports provenant de rejets accidentels ou ceux occasionnés par des actions de vandalisme dans le cycle géochimique des PCB au niveau de ce bassin hydrographique. A notre connaissance, il n'existe pas d'autres études de même nature menées dans d'autres bassins versant. De telles cartographies pourraient néanmoins être précieuses dans l'élaboration de plans d'actions de dépollution[14].

Certains modèles se basant sur des bilans de masse permettent d'appréhender l'évolution dans le temps des quantités totales de PCB présentes dans un système ou un milieu donné, en fonction de différents paramètres (cf. Davis 2004). De tels modèles sont importants car ils peuvent servir à évaluer les effets de mesures de réductions des émissions, ou d'autres mesures correctrices

[12] Appel à projets disponible à partir du site : http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=72854&p1=1

[13] Le rapport entre les concentrations en PCB dans les eaux des précipitations et celles de la Seine en région parisienne peut varier de 1 à 12.

[14] En ce sens, les données issues du plan de contrôle des PCB dans les poissons et de l'échantillonnage des sédiments menés dans le cadre du plan national d'actions sur les PCB sont particulièrement utiles ; ces résultats pourraient être compilés pour servir de base de réflexion dans le but d'initier de nouvelles actions visant à estimer ces stocks à des échelles pertinentes.

envisagées sur les trajectoires temporelles des niveaux de concentration ambiants (voir Diamond, Melymuk *et al.* 2010, pour un exemple d'utilisation de ces modèles appliqué au cas de la ville de Toronto, Canada). Dans ce domaine, des outils/modèles existent déjà, mais ils ne sont pas encore totalement maîtrisés.

Afin de mieux comprendre le comportement des PCB au sein des différents compartiments, il s'agirait également de caractériser (quantifier) les contributions respectives des mécanismes environnementaux conduisant soit à une simple « translocation » des PCB au sein de l'environnement, ou aboutissant à la séquestration durable voire même à la dégradation *in situ* des PCB. Les processus majeurs conduisant à une « soustraction » plus ou moins permanente de ces composés de l'environnement global sont relativement bien connus (*i.e.*, réaction des congénères les plus légers avec les radicaux hydroxyles dans l'atmosphère, cf. Wania et Daly 2002 ; transport particulaire des congénères de PCB les plus lourds vers les milieux marins profonds, cf. Jönsson, Gustafsson *et al.* 2003 ; ensevelissement des couches de sédiment contaminées par du matériel détritique dont la teneur en PCB est de l'ordre du bruit de fond, cf. Brenner, Magar *et al.* 2004 ; transformation des PCB dans la matrice sédimentaire ou les sols, déchloration anaérobie réductrice pour les congénères les plus substitués en chlore, cf. Imamoglu, Li *et al.* 2004), mais encore peu quantifiés. Dans ces domaines, la connaissance a probablement été largement produite, il s'agirait de la synthétiser et de la diffuser.

Une meilleure connaissance des vitesses et des voies de dégradation des PCB pourrait être acquise en couplant des expériences en laboratoire à des modèles de bilan de masse. Ces connaissances sont indispensables pour mettre en évidence les relations entre sources et milieux récepteurs et évaluer les stratégies de contrôle les plus pertinentes à adopter. Plus généralement, d'autres besoins en termes de recherche sur les polluants organiques persistants (POPs) et d'acquisition de données ont été identifiés lors d'une récente réunion d'experts organisée par le centre RECETOX en partenariat avec l'« *American Chemical Society* » (ACS) et l'Association Européenne pour les Sciences Chimiques et Moléculaires (EuCheMS), qui s'est tenue à Brno, République Tchèque, en mai 2011[15]. Les principales conclusions de ce workshop sont disponibles à partir du lien suivant : http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es202751f.

Enfin, de manière plus spécifique, le comportement des PCB dans les sols devrait être étudié afin de déterminer, en cas de déversement accidentel, quelles sont les mesures de précaution à mettre en œuvre afin de limiter l'entraînement des PCB par ruissellement vers les eaux de surface. Il s'agira également d'examiner la nécessité de mettre en place un système de surveillance des nappes phréatiques situées au droit de ces accidents. En effet, malgré la faible solubilité des PCB dans l'eau et leur percolation *a priori* réduite à travers les sols, la présence de solvants organiques peut augmenter la lixiviation de ces contaminants. Or de tels solvants peuvent être présents dans les transformateurs (Pichard, Bisson *et al.* 2005).

Outil(s) de gestion à développer

- **Guide d'aide à la décision pour orienter les mesures de réduction des sources afin de minimiser les apports en PCB aux milieux aquatiques** et d'en atténuer les impacts. Ce guide devrait être établi à partir de la connaissance des principaux stocks et flux de PCB à une ou des échelles pertinentes (bassin versant de rivière), et de la définition d'objectifs de qualité environnementale (valeurs seuils, normes de qualité environnementale, etc.).
- **Protocole décrivant les mesures de prévention à adopter en cas de déversement accidentel de PCB** afin de protéger les cours d'eau environnants et les divers usages de l'eau associés, et éventuellement, les nappes phréatiques situées au droit de l'accident.

[15] http://www.recetox.muni.cz/index-en.php?pg=news&aid=117.

2.1.3. Caractérisation/identification des sources de PCB par l'étude des profils de contamination

Il est question ici de disposer de méthodes permettant de caractériser la « signature » d'une pollution pour en identifier l'origine. En d'autres termes, il s'agit d'étudier la corrélation entre l'assemblage des congénères de PCB observé dans une matrice analytique donnée et le type de source de pollution, voire même le type d'industrie polluante.

Au préalable, il s'agira de définir la matrice la plus appropriée dans laquelle réaliser cette analyse de recherche de sources ; l'idée étant d'avoir des profils de contamination les moins altérés possibles. Le diagnostic de source sera en effet fortement modifié par les processus de dégradation et de transformation des congénères individuels se produisant dans les matrices environnementales : au niveau du compartiment sédimentaire ont généralement lieu les processus de déchloration réductrice, notamment pour les congénères les plus substitués en chlore ; les profils de PCB sont également modifiés dans le biote, pour des raisons différentes (sélectivité de l'accumulation et métabolisation). Le sédiment présente néanmoins l'avantage d'être une matrice moins mobile que ne l'est le biote.

Toujours sur le plan analytique, le projet PCB-AXELERA développe des techniques permettant l'analyse simultanée des 209 congénères[16] de PCB. En France, seuls certains laboratoires de pointe sont en mesure d'effectuer ces analyses complexes. Ceci a une incidence directe sur les coûts analytiques et les délais d'acquisition des données.

Aux Etats-Unis, des approches de modélisation des profils de sources[17] sont déjà mises en œuvre dans des cas de contentieux ou de litiges liés à des questions environnementales notamment concernant la pollution atmosphérique. Les méthodes/outils statistiques permettant de comparer les profils et de caractériser des signatures dans des matrices où plusieurs sources sont présentes existent, mais il manque, dans une certaine mesure, *(i)* des essais comparatifs de ces différents outils (voir Henry et Christensen 2010 pour un exemple de comparaison de méthodes), *(ii)* une diffusion plus large du savoir-faire et une appropriation de ces outils par les praticiens de terrain, et *(iii)* des jeux de données cohérents permettant d'utiliser ces méthodes. En France, ces modèles restent méconnus et peu utilisés. Une collaboration française CEMAGREF-ENTPE-USGS teste actuellement l'applicabilité de ces outils à des archives sédimentaires (« carottes » de sédiments) issues du Rhône.

Des informations sur les sources d'émissions de PCB dans les milieux aquatiques et sur les processus de biodégradation pourraient être obtenues, par des analyses isotopiques complémentaires du chlore, du carbone et de l'hydrogène. Cette approche isotopique a l'avantage de fournir des éléments de preuve très fiables. Les outils analytiques actuels permettent de mesurer, dans certaines conditions et pour certaines substances, les variations des rapports isotopiques des éléments précités dans les sédiments ; ces outils ne peuvent toutefois être déclinables en routine, à l'heure actuelle. Des essais en laboratoire restent en effet à mener afin de définir, pour chacun des congénères de PCB, l'enrichissement isotopique mesuré lors de leur dégradation par une souche bactérienne donnée. Des applications peuvent d'ores et déjà être envisagées, mais en nombre réduit et en s'appuyant sur une démarche coordonnée.

Finalement, des informations sur les sources de pollution et les mécanismes d'apports peuvent également être déduites de la comparaison relative des ratios des dioxines, furanes et PCB dans le milieu.

Récemment, on trouve dans la littérature internationale de nombreux exemples d'utilisation de ces méthodes d'analyses statistiques multivariées appliquées à l'étude des profils de PCB dans différentes espèces de poissons (Dierking, Wafo *et al.* 2009 ; Belpaire, Geeraerts *et al.* 2011 ; Yunker, Ikonomou *et al.* 2011). Dans ces exemples, l'analyse des profils permet généralement d'émettre des hypothèses sur le comportement et le devenir des polluants au contact du biote (par ex. facilité à être bio-transformés). Menée entre différents sites, l'étude des profils permet quant à elle de mettre en

[16] Voir la plaquette du projet PCB-AXELERA sur le site : http://www.suez-environnement.fr/fr/actualite/dossier-presse/dossiers-de-presse/?dossier_id=52.

[17] Modèles « Unmix » (http://www.epa.gov/heasd/products/unmix/unmix.html), « PMF » (Positive Matrix Factorization) (http://www.epa.gov/heasd/products/pmf/pmf.html), et « CMB » (Chemical Mass Balance) (http://www.epa.gov/scram001/receptor_cmb.htm).

évidence les caractéristiques des sources de pollution (sources atmosphériques *vs* sources industrielles locales). Ce type d'analyse a été appliqué au jeu de données issue du plan national de contrôle des poissons de rivière mis en œuvre dans le cadre du Plan PCB (2008-2010) ; un rapport regroupant l'ensemble des résultats de cette étude est attendu pour la fin de l'année 2011-début de l'année 2012[18].

Outil(s) de gestion à développer

Méthodes d'analyses statistiques permettant de caractériser la signature d'une contamination à partir de l'étude de l'assemblage des congénères. Il s'agirait dans un premier temps de tester les outils existants (PMF, Unmix) et de comparer leurs performances respectives (*benchmark*), puis de rassembler au sein d'un manuel d'utilisation les techniques/outils disponibles permettant de retracer l'origine d'une pollution, et d'en définir les règles d'utilisation (« approche experte »). Un tel guide comprendrait également des bases de données test permettant à l'utilisateur de se familiariser avec ces différents outils.

[18] Mathieu, A., M. Babut (2012). Contamination des poissons d'eau douce par des contaminants persistants : polychlorobiphényles (PCB), dioxines, furanes, mercure - Etude des relations biote-sédiment pour les PCB. Rapport Onema-Irstea, Vincennes, 42 p.

2.2. Evaluation des risques environnementaux

L'évaluation du risque environnemental (ERE) fait référence au processus impliquant un ensemble de méthodologies et d'outils permettant de définir la probabilité d'occurrence et l'ampleur des effets sur l'homme et l'environnement occasionnés par des agents de stress présents dans l'environnement. Cette démarche comprend généralement trois phases : une première phase de formulation du problème, une seconde phase d'analyse du danger et de l'exposition, et enfin une phase de caractérisation des risques. Les ERE sont largement utilisées pour évaluer des sites contaminés présentant des situations plus ou moins complexes. Des valeurs seuils sont souvent utilisées dans ce contexte, notamment pour les situations les plus simples, ou en première étape (*screening*) ; ces valeurs seuil sont déterminées à l'aide d'une évaluation du danger[19].

L'étude détaillée des risques est la méthode qui intégrera l'ensemble des paramètres liés à une situation ou à un contexte donné (par ex. une opération de gestion des sédiments) et qui permettra d'apporter une réponse compréhensible par des partenaires peu avertis, scientifiquement valide, transparente, reproductible et aussi objective que possible. Cette analyse permet alors de tirer des enseignements qui pourront aider à prendre des décisions adaptées aux spécificités de chaque situation.

Les évaluations de risques appliquées aux sédiments contaminés ont besoin d'être améliorées, notamment lors de la phase de caractérisation des risques. Un état de l'art sur les stratégies d'évaluation des risques environnementaux induits par les sédiments, et leurs avantages et limites respectives est en cours de préparation dans le cadre du projet ANR DIESE[20] ; une synthèse opérationnelle à destination des gestionnaires sera disponible sous peu. La faiblesse des connaissances scientifiques sur les phénomènes conduisant à l'expression de la toxicité et l'imprécision des données relatives aux opérations de dragage prévues, tant en milieu fluvial et estuarien qu'au niveau des zones portuaires, peuvent conduire à des conclusions incertaines (Magdaliniuk, Pisano *et al.* 2004). Finalement, l'impact de sédiments contaminés « en place » sur les écosystèmes adjacents intéresse également de nombreux domaines de la R&D présentés ci-dessous.

La législation française fait une distinction entre les sédiments dragués en milieu continental et ceux issus du littoral. L'annexe II contient un bref récapitulatif reprenant ces principaux éléments de législation environnementale concernant les PCB.

2.2.1. Toxicité des PCB

La directive 2004/73/EC (JOCE 2004) classe les PCB comme étant des substances *(i)* présentant des dangers d'effets cumulatifs (R33) et *(ii)* étant très toxiques pour les organismes aquatiques, et pouvant entraîner des effets néfastes à long terme pour l'environnement aquatique (R50-53). Cette même directive n'attribue aux PCB de caractère ni génotoxique, ni cancérigène.

Les PCB s'accumulent de préférence dans les tissus adipeux et dans le foie des organismes, où ils y expriment leur toxicité (Tapie, Budzinski *et al.* 2006 ; Chevreuil, Blanchard *et al.* 2009). Celle-ci varie selon le nombre d'atomes de chlore et leur position sur la molécule de biphényle, la période de développement durant laquelle l'organisme est exposé, le type d'exposition (chronique ou aiguë) et les espèces contaminées. Ainsi, les congénères les moins chlorés et donc les plus facilement métabolisés sont susceptibles de conduire à la formation d'adduits sur les protéines ou l'ADN. Pour les congénères les plus chlorés, ils sont généralement classés selon leur configuration spatiale, les congénères à configuration plane (PCB-DL) agissant probablement de manière similaire aux dioxines en se liant au récepteur Ah (aryl-hydrocarbone). Ce récepteur est présent chez la plupart des vertébrés, bien qu'il y ait des différences interspécifiques dans l'affinité des substances pour ce récepteur (par ex. le congénère 105 active plus fortement ce récepteur chez les mammifères que chez les poissons téléostéens) (Elie et Girard 2009).

[19] Notamment lorsque la valeur seuil est similaire à une concentration sans effet prévisible pour l'environnement - PNEC.

[20] http://www.cemagref.fr/30-ans/echos-nb04-ecotoxicologie-et-bioindication-des-milieux-aquatiques/une-panoplie-d2019outils-pour-tester-la-toxicite-des-sediments/#Diese.

A contrario, la toxicité des PCB-NDL est plus complexe à évaluer, car cette famille de contaminant interagit avec de nombreux récepteurs, transporteurs ou médiateurs impliqués dans de nombreux processus toxiques. Ainsi, les affinités respectives de certains congénères de PCB ont été rapportées pour différents récepteurs/cibles biologiques : récepteurs des œstrogènes (ER), des androgènes (AR), de la ryanodine (RyR, effets immunotoxiques et neurotoxiques) et de la transthyrétine (TTR, effets antithyroïdiens), et l'effet inhibiteur sur les communications intercellulaires (GJIC) impliqué dans le mécanisme de promotion tumorale (Marvanova, Kostalova *et al.* 2006).

La plupart des données toxicologiques et écotoxicologiques disponibles ont longtemps été relatives à des mélanges commerciaux (Aroclor, Phénoclor ou Pyralène, Kaneclor…), ce qui compliquait la dérivation des valeurs toxicologiques de référence (VTR) et d'une norme de qualité environnementale pour cette famille de substances. En effet, les mélanges de congénères retrouvés dans l'environnement diffèrent généralement de ceux des produits commerciaux dont on a évalué la toxicité, en raison notamment d'un métabolisme et d'un transfert différentiels de ces contaminants dans les réseaux trophiques. Cependant, à partir du milieu des années 1980, on a pu disposer de congénères purs. Les études toxicologiques se sont développées en utilisant d'une part des congénères spécifiques (individuels) et d'autre part des mélanges ayant des profils reproduisant ceux des mélanges rencontrés dans les principales matrices biologiques (type de poissons, graisses de bovins, lait humain, etc.). L'évaluation des VTR est donc basée aujourd'hui sur ce type d'approche (*i.e.* dose journalière tolérable PCB-NDL). Force est de constater, toutefois, que la détermination d'une valeur seuil pour les PCB-NDL, visant à la fois la protection des organismes pélagiques et des organismes benthiques contre une écotoxicité directe, et celle des prédateurs supérieurs contre un risque d'empoisonnement secondaire, reste peu aisée. Il faut également signaler que des substances comme les polybromodiphényléthers (PBDE) ont des mécanismes d'action très proches de ceux des PCB-NDL.

De nombreux effets écotoxicologiques ont été observés chez les organismes aquatiques suite à des expositions aux PCB, certains d'entre eux impliquant la liaison de la molécule au récepteur Ah. La liste ci-dessous recense les principales fonctions physiologiques impactées par ces contaminants, sans prétention d'exhaustivité :

- le système immunitaire figure parmi les fonctions physiologiques souvent citées comme étant sensibles à l'action toxique des contaminants organiques persistants comme les PCB (Brouwer, Reijnders *et al.* 1989). Une diminution des capacités fonctionnelles du système immunitaire peut être à l'origine d'infections plus fréquentes, plus graves et souvent atypiques, ainsi que de certains cancers ;
- les contaminants organiques persistants comme les PCB et les PBDE sont des perturbateurs endocriniens avérés (Mills et Chichester 2005) et affectent le potentiel reproducteur de la faune sauvage en provoquant notamment, une atrophie des gonades, une réduction du nombre d'œufs pondus, une production d'embryons malformés et une diminution du taux de survie des larves (Edwards, Moore *et al.* 2006). La toxicité des PCB vis-à-vis de la reproduction des poissons, ainsi que des effets sur le développement des larves sont bien étayés par des études *in vitro* (cf. Monosson 1999) ; les mécanismes sont partiellement identifiés et cohérents avec les effets observés. En revanche, il semble plus difficile d'attester d'effets *in situ*, les observations de terrain étant plus rares et/ou les corrélations entre l'exposition aux PCB dans le milieu ambiant et les effets sur la reproduction et l'abondance des poissons moins évidentes à caractériser (cf. Barnthouse, Glaser *et al.* 2003) ;
- chez les poissons zèbres, des troubles de comportement ont été observés sur les descendants de la génération exposée (Pean, Mayeras *et al.* 2009) ;
- chez l'anguille, les PCB et leurs métabolites immobilisent une partie des graisses stockées, en interférant avec les fournisseurs d'énergie, les hormones thyroïdiennes et la vitamine A (Elie et Girard 2009). Dans le cycle de vie des anguilles, les graisses stockées sont nécessaires à leur longue migration ainsi qu'au développement de leurs gonades ;
- la croissance des poissons pourrait être affectée suite à une exposition aux PCB (Bengtsson 1978). Cette hypothèse semble néanmoins infirmée par des études plus récentes sur le sujet (Rypel et Bayne 2010).

Les effets listés ci-dessus sont relativement bien caractérisés chez les organismes aquatiques (à l'exception peut-être des effets sur la croissance). Il s'agirait de rassembler la connaissance disponible à ce jour au niveau international et de la synthétiser. Il paraît néanmoins important de préciser encore une fois à ce niveau que les effets des expositions des organismes à des faibles doses de PCB sur le long terme restent relativement peu documentés. Le devenir des PCB dans les prédateurs supérieurs situés au sommet des réseaux trophiques est également relativement peu connu : à quel type de lipides les PCB sont-ils associés ? Quels sont les mécanismes fins responsables de la remobilisation des graisses et donc des PCB stockés lors de la croissance et de la reproduction de ces espèces. Ces connaissances sont pourtant essentielles pour répondre à des enjeux relatifs à l'érosion de la biodiversité, et évaluer le poids relatif de la contamination par les PCB dans le déclin de certaines espèces par rapport à d'autres stress (Mazet, Keck *et al.* 2004 ; Tapie, Le Menach *et al.* 2011).

La toxicité des PCB est d'autant plus complexe à évaluer qu'il s'agit également de considérer : *(i)* la toxicité des produits de dégradation, tels que les hydroxy-PCB ou les méthylsulfonyl-PCB qui peuvent contribuer aux effets œstrogène-mimétiques (Cravedi et Narbonne 2002 ; EFSA 2005) ; *(ii)* les interactions potentielles, synergies positives ou antagonisme, qui ont été observées entre les différents congénères. Par exemple, il est avéré que les PCB les moins chlorés (tri-, tétrachloro) ont une activité œstrogénique (œstrogène mimétique), alors que les PCB les plus chlorés (hexa-, octachloro) ont un effet anti-œstrogénique (Pliskova, Vondracek *et al.* 2005). Le projet européen ATHON (*Assessing the Toxicity and Hazard of Non-dioxin-like PCBs present in food*) financé par le 7ème programme cadre (FP7) ayant pour objectif d'approfondir les connaissances sur la toxicité des PCB-NDL et de leurs métabolites présents dans la nourriture devrait, dans une certaine mesure, apporter de nouvelles connaissances sur ce sujet dans le courant de l'année 2011.

Une meilleure compréhension du rôle de la chiralité[21] dans les mécanismes d'actions toxiques des congénères chiraux permettrait également de mieux appréhender les procédés de dégradation des PCB et leurs impacts sur les êtres vivants (Lehmler, Harrad *et al.* 2009 ; Birnbaum et Staskal-Wikoff 2010 ; Dang, Walters *et al.* 2010).

Finalement, la notion de toxicité ne peut être abordée sans considérer les capacités des populations naturelles exposées de s'adapter aux conditions environnementales auxquelles elles sont soumises. Certaines études nord américaines récentes tendent à montrer l'acquisition d'une forme de tolérance/résistance à la pollution par certaines populations de poisson exposées de façon chronique aux PCB, *via* différents phénomènes d'acclimatation physiologique, d'adaptation génétique, et d'autres formes de compensation biologique (Nacci, Coiro *et al.* 1999 ; Nacci, Huber *et al.* 2009 ; Barnthouse, Glaser *et al.* 2009). Ces processus qui influencent largement les réponses des populations de poisson à des expositions aux PCB devraient être pris en compte dans l'évaluation et la gestion du risque. En France, le projet ANR EVOLFISH (2008-2011) vise à identifier les traits phénotypiques associés à une possible réponse adaptative de poissons plats (la sole et le flet) issus de populations indigènes de trois estuaires présentant des niveaux de contamination très contrastés[22]. Ce projet contribuera plus largement à l'acquisition de connaissances fondamentales sur la problématique des stress multiples (*i.e.* interactions entre les effets du réchauffement global et ceux de la pollution sur les organismes marins).

2.2.2. Impact des sédiments contaminés mobilisés à la suite de phénomènes naturels ou anthropiques en milieu fluvial

Les sédiments peuvent être mobilisés pour des raisons naturelles ou anthropiques : crues, dragages d'entretien des voies navigables, chasses de barrage, projets de restauration des milieux ou encore entretien de certains ouvrages. En ce qui concerne le dragage des sédiments continentaux, la réglementation fixe un seuil S1 au-delà duquel il est interdit de remettre le sédiment dragué dans le cours d'eau dont il est extrait (PCB totaux : 680 µg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction < 2mm).

[21] 19 congénères existent sous leurs deux formes chirales de manière stable dans l'environnement, ce qui signifie que, pour une seule formule chimique, deux configurations spatiales différentes existent : ce sont deux énantiomères. Les énantiomères ont des propriétés physico-chimiques identiques, mais leurs propriétés biologiques sont différentes. Certains récepteurs des êtres vivants sont effectivement aussi chiraux (par ex. cytochrome P450) et interagissent de manière différente avec les énantiomères.

[22] http://www-iuem.univ-brest.fr/UMR6539/recherche/equipe-3/projets/evolfish.

Un seuil plus restrictif a été temporairement adopté au niveau du Rhône (PCB totaux : 60 µg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction < 2mm) (Babut et Miège 2008). Ceci soulève la question de la pertinence de la valeur du seuil S1 national pour les PCB, d'autant plus que ce seuil a été défini dans le but de protéger les invertébrés et non les poissons, et ne prend donc pas en compte la bioamplification des PCB dans les réseaux trophiques. A ce titre, l'étude trophique menée récemment par le CEMAGREF dans le cadre du Plan-Rhône en collaboration avec l'ENTPE, le CNRS, l'Université Claude Bernard Lyon 1 et l'USGS, et qui visait l'élaboration d'un modèle de bioaccumulation des PCB à base physiologique peut aider à déterminer des valeurs cibles pour le curage des sédiments ou à fixer des objectifs de restauration (cf. §2.3.3).

En général, les sédiments dragués afin d'entretenir les voies navigables sont moins pollués que ceux issus de projets de restauration de lônes ou de suppression d'épis type Girardon[23]. Quelle que soit la cause de la remobilisation des sédiments contaminés, leurs impacts sur les écosystèmes aquatiques fluviaux, quoi que largement étudiés, restent insuffisants. Ceci s'expliquant vraisemblablement par (Magdaliniuk, Pisano *et al.* 2004 ; Bouscasse, Defrance *et al.* 2009) :

- le manque de connaissances disponibles sur la toxicité de ces substances vis-à-vis des écosystèmes (repris en détail dans le paragraphe « *Toxicité des PCB* ») ;
- le manque de connaissances sur les interactions et les modifications physico-chimiques engendrées par le déplacement des sédiments, y compris les interactions entre les matières en suspension (MES) et la phase aqueuse[24] ;
- les informations limitées sur les flux sédimentaires[25], notamment les flux de MES, les distances impactées par les MES lors de chasses ou d'opérations de dragages, la cinétique des polluants (bioaccumulation, solubilité, dégradation…) et les bilans sédimentaires à l'échelle des bassins versants (apports des versants, des berges, temps de résidence des sédiments dans les zones de dépôt…).

Dans le Rhône, la quantité de sédiments mobilisés par les chasses de barrage est faible comparée à celle mobilisée par des crues (*i.e.* environ 3% du volume des crues, CNR). Localement, les impacts engendrés par des chasses de barrage sont néanmoins certainement plus importants qu'en cas de crue. Dans la Seine, le régime hydrologique est différent, les crues y étant généralement de moindre amplitude. Les impacts liés aux activités anthropiques revêtiront donc d'autant plus d'importance en comparaison des effets induits par les crues.

Outil(s) de gestion à développer

- **Caractérisation de bancs sédimentaires.** Techniques d'échantillonnage et méthodes analytiques à appliquer lors de la phase de caractérisation de bancs sédimentaires à draguer ou suspectés comme étant dangereux pour l'écosystème aquatique environnant[26]. Les techniques existent déjà, mais les limites se situent surtout au niveau du transfert des outils (par ex. maîtrise des outils statistiques pour constituer les plans d'échantillonnage) et des coûts des études.
- **Evaluation des risques posés par des sédiments fluviaux (contaminés) en place et dans le cadre d'opérations de dragage.** Différents ouvrages ont été rédigés à ce sujet en France (voir Annexe III). Parmi ceux-ci, le document édité par l'Agence de l'eau Artois-Picardie en 2004 liste les éléments à contrôler dans une démarche d'évaluation des risques liée à la gestion des sédiments et aux opérations de curage. Ce document donne de nombreuses indications pratiques

[23] Les sédiments dragués dans le but d'entretenir les voies navigables sont des sédiments déposés relativement récemment, les voies de navigation se devant d'être en permanence navigables. *A contrario*, les sédiments issus de travaux de restauration de lônes sont des sédiments qui ont été déposés à des époques plus anciennes, où les sédiments étaient bien plus contaminés que maintenant.

[24] L'action ACP PCB du projet PCB-AXELERA vise notamment à mieux comprendre ces phénomènes d'interface. Dans le cadre de ce même projet, une synthèse bibliographique portant sur le devenir des PCB dans les sédiments et dans la colonne d'eau sera publiée dans le courant de l'année 2011.

[25] L'Observatoire des Sédiments du Rhône mène de nombreux travaux de recherche sur ce sujet. Les résultats de ces études ne seront certainement pas entièrement transposables à des cours d'eau ayant des régimes hydrologiques différents.

[26] Il a été proposé lors des entretiens de baser les décisions sur des valeurs moyennées d'échantillons collectés sur un banc de sédiment, étant donné que les bancs sont eux-mêmes le résultat d'un dépôt désordonné et chaotique de sédiments.

concernant l'échantillonnage, les techniques de dragage disponibles, l'identification des dangers, et l'identification des cibles à protéger, mais la démarche générale de l'évaluation des risques reste à repréciser. La démarche générale des ERE à appliquer dans le cadre de projets de dragage est déjà bien documentée (Babut, Perrodin *et al.* 2002 ; Perrodin, Babut *et al.* 2006). Toutefois les schémas existants ne prennent pas en considération la bioaccumulation des PCB par les organismes (on ne considère généralement que la toxicité directe des PCB). Il s'agirait de compléter les démarches existantes, d'une part, en intégrant les résultats de projets ANR en cours[27] (on est clairement plus sur un besoin de transfert et de retour d'expérience), et d'autre part, en poursuivant le développement de certains outils comme ceux permettant de caractériser la remobilisation des sédiments par exemple. Un outil d'analyse comparative des risques (cf. Agius et Porebski 2008) est également clairement indispensable.

- **Indications à suivre lors de chasses de barrages.** Si les sédiments retenus dans le barrage sont contaminés, quelles sont les mesures à adopter afin de réduire autant que possible les impacts d'une chasse (impacts d'une grosse chasse unique *vs* impacts d'une chasse effectuées en plusieurs étapes). A l'heure actuelle, les connaissances sont insuffisantes pour répondre à cette question.
- **Analyse coûts-bénéfices (ACB) selon différents scénarios de gestion envisagés.** Il s'agit de promouvoir de tels outils dans le but de communiquer de façon plus efficace avec les pouvoirs publics et aussi pour prioriser les actions à mettre œuvre en estimant les coûts et bénéfices associés à différents scénarios. Ces analyses sont généralement bien développées dans les pays anglo-saxons, et font partie intégrante des processus d'évaluation des impacts environnementaux liés à des interventions humaines, projets ou programmes. Sur ce thème, une étude a été initiée par la CNR en 2009 (Bouscasse, Defrance *et al.* 2009) ; elle vise à élaborer un cadre méthodologique pour une approche économique de la gestion sédimentaire du Rhône intégrant l'appréciation des impacts et des risques environnementaux. Cette étude pourrait être complétée et reprécisée[28] en tenant compte notamment de retours d'expériences à l'étranger. En France, le projet GEDSET[29] du GIS3SP actuellement en cours vise à développer une approche coût-bénéfice dans une optique de gestion des sédiments de dragage dans les régions du Nord-Pas-de-Calais et de la Wallonie.

2.2.3. Impact des sédiments contaminés en place en milieu fluvial sur la vie aquatique

L'évaluation des risques posés par les sédiments (contaminés) en place passe généralement, dans une première étape, par la vérification de la conformité de mesures chimiques vis-à-vis de normes de qualité environnementale, ou valeurs seuils, ou valeurs guides, déclenchant le cas échéant la mise en place d'études/investigations plus poussées (prise en compte de la biodisponibilité des contaminants, tests écotoxicologiques, suivi des communautés biologiques en place) permettant de mieux caractériser ou de préciser le risque. Des critères de qualité des sédiments sont ainsi élaborés et mis en œuvre dans différents contextes ou pour différents usages (par ex. prévention de la dégradation de la qualité de sédiments, gestion des sédiments dragués, remédiation de sites contaminés). Jusqu'à présent, force est de constater que dans la grande majorité des cas, les méthodologies employées

[27] Les projets ANR DIESE et GEDSET n'incluent pas les PCB dans leurs thématiques de recherche, mais il semblerait intéressant d'adapter les approches/méthodologies développées dans le cadre de ces projets à des sédiments contaminés par les PCB.

[28] Il a également été mentionné durant les entretiens l'intérêt de : *(i)* définir, à l'échelle des bassins versants, la quantité de PCB « relargable » annuellement qui n'induit pas de dommages significatifs aux milieux aquatiques en comparaison des effets provoqués par le charriage naturel des sédiments contaminés, plutôt que de fixer des seuils exprimés en concentration de PCB des bancs concernés ; *(ii)* intégrer dans la prise de décision, l'évaluation comparée des effets induits par les PCB dans le cours d'eau par rapport à ceux causés par la même pollution en mer. Ces approches ne doivent en aucun cas remplacer une appréciation locale des impacts environnementaux.

[29] Site internet du projet : http://www.gis3sp.fr/gis-3sp/gedset.html Le projet GEDSET développe une méthodologie d'aide à la décision au service des gestionnaires de sédiments. La méthode de développement de l'outil repose sur l'identification des différentes options de gestion en considérant l'ensemble des composantes du développement durable (efficacité environnementale, faisabilité économique, acceptabilité sociale), et en prenant en compte toutes les étapes de la filière de gestion (opération de curage, transport, tri, réutilisation, stockage,…). L'utilisation de l'outil permettra au gestionnaire, en fonction des scénarios de gestion envisagés/envisageables, de visualiser les conséquences de ses choix, et de choisir en connaissance de cause le ou les modes de gestion les plus adéquats.

pour déterminer les seuils de qualité des sédiments pour les PCB utilisent des données de toxicité (directe) vis-à-vis d'invertébrés benthiques. De fait, les seuils définis n'assurent pas la protection des prédateurs supérieurs (y compris l'Homme) contre un risque d'empoisonnement secondaire ou de dépassement des limites réglementaires de consommation des poissons. Ce point est abordé plus avant au niveau du paragraphe « *Détermination de critères de qualité des sédiments* ». D'une manière générale, de nombreuses méthodes d'obtention des valeurs seuils pour les sédiments existent (approche du « partage à l'équilibre », approche empirique de co-occurrence de type ERL-ERM[30], méthodes basées sur le consensus) (voir Batley, Stahl *et al.* 2005) ; un travail de synthèse comparative de ces méthodes et de transfert est à faire sur ce sujet.

Différents projets de recherche actuellement en cours en France ont pour but de répondre aux questions soulevées par l'évaluation des impacts des sédiments contaminés en place dans les cours d'eau. Le projet ANR DIESE, par exemple, a pour objectif de développer une approche graduée d'évaluation des risques environnementaux applicables au cas spécifique des biocénoses sédimentaires en eau douce, à partir de l'utilisation d'outils pertinents et robustes *(i)* de mesure d'effets biologiques (batterie de microbiotests et de macrobiotests), *(ii)* de mesure de bioaccumulation et de biodisponibilité, *(iii)* d'identification des causes d'effets toxiques dans les sédiments, et *(iv)* de surveillance et de modélisation du fonctionnement des communautés benthiques *in situ*.

2.2.4. Impact de la remobilisation de sédiments portuaires ou estuariens

Au niveau des grands estuaires ou grands ports dans lesquels ils sont extraits, les sédiments ne présentent pas de problèmes majeurs de contamination, selon toute proportion gardée. C'est le plus souvent au niveau des ports fermés ou dans les petits ports qui sont dragués moins régulièrement que se rencontrent des niveaux de contamination des sédiments plus importants. Dans la plupart des cas, néanmoins, les teneurs en PCB observées ne dépassent pas le seuil réglementaire N1 le plus strict[31]. Une étude menée dans le cadre de l'appel à projets 1998-2003 du programme national d'écotoxicologie (PNETOX) a par ailleurs montré l'apparition d'effets biologiques délétères chez des poissons exposés *in situ* à des teneurs en PCB dans les sédiments inférieures au seuil N1[32]. Ceci interroge quant à la pertinence de ces seuils. A ce titre, des réflexions sont actuellement engagées au sein du groupe GEODE[33] dans le but d'évaluer la nécessité de redéfinir les seuils N1 et N2 et d'étendre ces seuils à d'autres substances (HAP, polluants émergents). Il est notamment envisagé d'actualiser les données d'écotoxicité utilisées pour construire ces seuils, et de prendre en compte les effets induits par le transfert des contaminants des sédiments aux organismes pélagiques, et de leur bioamplification dans les réseaux trophiques.

Quel que soit le niveau de contamination des sédiments, les connaissances nécessaires pour évaluer les impacts du « relargage » des sédiments en mer ne sont pas suffisantes (OSPAR 2008). Le document « *Sédiments de dragage* » produit en 2010 dans le cadre du Grenelle de la Mer confirme cet état de fait et établit un bilan des besoins en connaissances et en outils/méthodes pour une meilleure gestion des sédiments marins (Duclay, Syndique *et al.* 2010). Les domaines à approfondir comprennent : *(i)* une meilleure caractérisation et prise en compte des flux de polluants toxiques dans l'évaluation des impacts environnementaux des opérations de dragage et d'immersion ; et *(ii)* l'élaboration d'indices globaux intégrateurs de la pollution des sédiments. Dans cette optique, le groupe GEODE travaille à l'heure actuelle à l'élaboration de recommandations techniques pour le

[30] « *Effects Range-Low* » et « *Effects Range-Median* » : ER-Low est la valeur correspondant au 10ème percentile de la distribution des valeurs de concentration d'un contaminant donné dans les sédiments associée à des effets biologiques délétères ; ER-Median est la valeur médiane de cette distribution.

[31] L'INERIS a établi une base de données sur la qualité des sédiments marins à partir du Réseau de surveillance des Ports Maritimes (REPOM) animé par l'IFREMER et de deux projets portant sur la caractérisation et le traitement de sédiments (PROPSED et SEDIMARD). Elle comporte plus de 27 000 données pour 800 échantillons, sur une période allant de 1996 à 2008. L'ensemble des 7 congénères indicateurs de PCB sont mesurés pour 56% des échantillons. Les concentrations en PCB sont relativement faibles au regard des seuils N1 et N2, avec des valeurs moyennes inférieures aux seuils N1, moins de 10% des valeurs ≥N2, et plus d'une donnée sur 2 inférieure ou égale à la LQ. http://www.ineris.fr/centredoc/drc-10-105335-11618a-onema-avec-couv.pdf.

[32] « Comment combler la lacune entre approche écologique (bio indicateurs), et écotoxicologique (bio marqueurs) en vue d'un diagnostic de la qualité du milieu estuarien et côtier? », projet coordonné par Claude Amiard-Triquet, CNRS-Université de Nantes.

[33] Créé en 1990, le Groupe d'Etude et d'Observation sur le Dragage et l'Environnement apporte une expertise à la gestion des accès maritimes des ports : http://www.cetmef.developpement-durable.gouv.fr/geode/.

suivi des opérations de dragage et d'immersion en mer des sédiments en utilisant les bio-indicateurs, et plus généralement à la préparation d'un guide pour la rédaction d'études d'impact pour ces mêmes opérations.

Le CETMEF développe actuellement une méthodologie afin de mieux évaluer les risques sanitaires liés aux opérations d'immersion en mer des sédiments en étudiant les incidences sur les poissons, l'ostréiculture et la qualité des eaux de baignade. Cette méthode est détachée des seuils N1 et N2[34].

Outil(s) de gestion à développer

Evaluation des risques pour les opérations de dragage de sédiments en zone portuaire et dans les estuaires. GEODRISK est un logiciel développé par IFREMER et GEODE permettant de discriminer les sédiments dragués selon leur niveau de contamination et leur toxicité (potentielle ou mesurée). Un score de risque relatif aux sédiments dragués prenant en compte la concentration des polluants dans la matrice sédimentaire, leur toxicité potentielle, leur affinité avec la phase dissoute et leur capacité à être bio-accumulés est ainsi déterminé à l'aide de ce logiciel. Il s'agit d'un outil d'aide à la décision dont les résultats sont à interpréter en maintenant un regard critique sur les conditions de l'opération, et sur la spécificité des milieux. Le logiciel créé en 2000 ne prend pas en compte les dernières évolutions réglementaires du domaine. Une nouvelle version du logiciel de GEODRISK devrait être mise à disposition à l'issue des travaux actuellement engagés au sein du groupe GEODE.

2.2.5. Impact de la contamination par les PCB sur le milieu marin

L'océan compte parmi les plus grands réservoirs environnementaux de PCB (Tanabe 1988 ; Marchand 1989), bien que ces derniers y soient présents à l'état de traces dans la phase aqueuse. Toutefois, le pouvoir de bioamplification de ces substances est tel, que leurs effets sur les prédateurs marins situés au sommet des réseaux trophiques peuvent se révéler dommageables (Laran, Praca *et al.* 2009). Une évaluation de ces impacts nécessite une bonne connaissance, à la fois, des cycles géochimiques des PCB dans les milieux marins à des échelles globale et locale, et des effets écotoxicologiques des PCB sur les écosystèmes marins, et plus particulièrement vis-à-vis des prédateurs supérieurs. Les cycles géochimiques marins sont gouvernés principalement par les paramètres suivants (Davis 2004) : *(i)* le temps de résidence moyen des PCB « piégés » dans les sédiments marins et les facteurs influençant ce temps de résidence (bioturbation, dégradation anaérobie dans les sédiments, transfert des PCB à l'interface sédiment-eau, dégradation des PCB dans la colonne d'eau, etc.), et *(ii)* les échanges gazeux de PCB entre les océans et l'atmosphère[35]. Quant à la sensibilité des prédateurs supérieurs aux PCB, les mécanismes d'action toxique restent relativement difficiles à caractériser (surtout concernant les PCB-NDL), et la contribution d'une exposition chronique à ces contaminants dans le déclin de certaines populations locales est à mettre en évidence (voir paragraphe « *Toxicité des PCB* »).

Deux projets initiés récemment et coordonnés par l'IFREMER s'intéressent aux processus de bioaccumulation des PCB et aux mécanismes de transferts dans les réseaux trophiques marins côtiers. Un premier projet de R&D vise à déterminer les processus de transfert des PCB et des PBDE depuis les premiers maillons de la chaîne trophique (autotrophes) jusqu'aux petits poissons pélagiques[36]. Un second projet a pour objectif l'étude de la biodisponibilité des PCB dans les sédiments, en relation avec les processus physico-chimiques spontanés qui s'y déroulent (diffusion, sorption, partage des contaminants entre la phase solide et la phase liquide)[37]. Une synthèse des

[34] Guide pour l'évaluation des risques sanitaires (ERS) liés aux opérations de dragage et de rejet en mer de matériaux marins et estuariens. http://www.cetmef.developpement-durable.gouv.fr/geode/index.php?page=forum-geode

[35] Les échanges aux interfaces lac-atmosphère ont été largement étudiés dans la région des Grands Lacs, contrairement aux interfaces océan-atmosphère (Gioia, R., L. Nizzetto, *et al.* (2008). "Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Air and Seawater of the Atlantic Ocean: Sources, Trends and Processes." Environmental Science & Technology **42**(5): 1416-1422.)

[36] Projet ANR COSTAS, « COntaminants dans le Système Trophique de l'Anchois et de la Sardine », (2009-2012).

[37] Le projet «*Caractérisation de l'exposition de la sole aux PCB* via *le sédiment* » (2010-2011) apporte des données complémentaires au projet SoleBEMol (financé dans le cadre de l'appel d'offre ANR-VMC 2007), qui a porté, entre autre, sur la caractérisation de la bioaccumulation des PCB chez la sole *via* l'alimentation. Cette étude contribue également à l'axe 2 du Plan national d'actions sur les PCB, portant sur « *l'amélioration des connaissances scientifiques sur le devenir des PCB dans les milieux aquatiques* ».

résultats de surveillance et des connaissances sur les PCB en milieu marin est également en cours de réalisation par IFREMER.

2.2.6. Evaluation de la dangerosité des sédiments pollués gérés à terre lors du stockage intermédiaire ou des phases de prétraitement

Une fois extraits de leur milieu, les sédiments contaminés doivent être gérés avec précaution afin d'éviter la contamination d'autres compartiments de l'environnement (sol, nappes phréatiques, atmosphère). Il s'agira typiquement de caractériser le comportement des PCB dans des sédiments déposés à terre, ou lors de phases de prétraitements, et de quantifier la part de PCB volatilisés vers l'atmosphère. Le projet de recherche finalisée SEDIGEST[38] vise à lever les principaux verrous qui s'opposent à la rédaction d'une méthodologie d'évaluation des risques adaptée à la problématique du stockage à terre des sédiments de dragage des ports (Projet ANR PRECODD, 2007-2011). SEDIGEST s'inscrit dans le cadre de la mise en place d'une gestion innovante de ces matériaux en proposant de les utiliser, après prétraitements variés, pour la restauration physique et écologique des cavités terrestres de la zone littorale générées par les activités humaines (carrières). A l'issue de ce programme, un guide permettant d'évaluer les risques liés à tout nouveau projet de remblaiement des cavités terrestres a été rédigé. Ce guide est un outil d'aide à la décision qui pourra être utilisé par les gestionnaires des ports et par les services de l'Etat pour la gestion à terre des sédiments marins. Il comprend plusieurs étapes dont : la caractérisation hydromécanique et physico-chimique de la matrice sédimentaire concernée, l'étude des émissions du sédiment à différentes échelles et la modélisation des flux de polluants émis, la modélisation des transferts de polluants pour évaluer l'impact des sédiments sur le milieu souterrain, l'impact des sédiments sur les écosystèmes terrestres se développant à la surface du dépôt, et l'impact des sédiments sur les systèmes aquatiques périphériques au moyen d'analyses chimiques et d'essais d'écotoxicité adaptés.

Le programme SEDIMARD 83 initié dès le début des années 2000 et rattaché au MEDDTL a pour objectif d'apporter des éléments de réponses opérationnelles aux maîtres d'ouvrage gestionnaires portuaires confrontés à la problématique de gestion à terre des sédiments. Le programme structuré en quatre axes de travail comprend notamment un volet « caractérisation des sédiments » avec une approche adaptée à la gestion à terre de sédiments dans le cadre de la définition des potentialités de valorisation, et a abouti à l'élaboration d'un protocole d'évaluation de la dangerosité, sur la base du critère d'écotoxicité H14, des sédiments non immergeables.

Outil(s) de gestion à développer

- **Précautions à mettre en œuvre lors du dragage, du transport et du stockage intermédiaire de sédiments contaminés,** selon les critères de dangerosité de ces derniers.
- **Méthodologie permettant un classement pertinent des sédiments gérés à terre** qui tienne compte des caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques des sédiments, et de l'évolution au cours du temps de ces caractéristiques. Cette classification permettra de décider d'une filière d'élimination pertinente[39]. La constitution par le MEDDTL d'un groupe de travail « Dangerosité des sédiments » a permis d'aboutir en octobre 2009 à un protocole destiné à évaluer, pour le critère H14 d'écotoxicité, le caractère « dangereux/non dangereux » des sédiments destinés à une gestion à terre. Le protocole associe des tests de toxicité aiguë et chronique, aquatiques et terrestres, sur eau interstitielle, éluats et matrice solide. Il ne prend pas en compte les effets liés à la bioaccumulation des contaminants. Ce protocole est actuellement en cours de validation, à partir de l'étude d'un ensemble d'échantillons de sédiments marins et continentaux fournis par des opérateurs dans le cadre de leurs opérations de dragage, et passés au crible complet du protocole. Le rapport d'étude est prévu au printemps 2012.

[38] http://www.sedigest.org/. Le programme de recherche ANR SEDIGEST ne traite pas spécifiquement des PCB.

[39] Cette classification se fait actuellement selon celle adoptée pour les sols pollués. Des expériences de lixiviation et des tests d'écotoxicité sont réalisés pour déterminer dans quelle mesure les sédiments peuvent être stockés en décharge.

2.2.7. Impact des PCB déposés par des crues dans des zones inondables

Les crues sont en grande partie responsables du charriage de sédiments dans certains cours d'eau. Des sédiments contaminés par la présence de nombreux polluants, y compris les PCB, sont inévitablement emportés lors de ces évènements naturels, et susceptibles d'être redéposés dans des plaines inondables, constituant alors une menace pour les chaînes trophiques en place. Une étude britannique récente a montré, par exemple, que le lait des vaches paissant sur des terrains inondés lors des évènements de crue présentait des teneurs en PCB significativement plus élevées comparativement à celles mesurées dans du lait de vache provenant de fermes témoins qui ne subissaient pas d'inondations (Lake, Foxall *et al.* 2005). Des teneurs élevées en PCB et dioxines et furanes étaient également mesurées dans des échantillons de sols et d'herbes en provenance de ces zones inondables, suggérant que l'accumulation de ces substances dans le lait des vaches avait pour origine l'ingestion d'herbe et de sols contaminés. (Voir également les impacts des dernières crues de l'Elbe en Allemagne, et la contamination des chaînes alimentaires par les dioxines).

Les oiseaux se nourrissant dans les cours d'eau contaminés peuvent également subir les conséquences de cette contamination par les PCB. Ce thème a fait l'objet de nombreuses études/recherches et est par conséquent relativement bien documenté, notamment en ce qui concerne l'évolution des teneurs en contaminants dans les œufs.

2.3. Surveillance des milieux aquatiques

La surveillance de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques telle qu'évoquée dans la DCE a trois fonctions principales : *(i)* évaluer l'état des masses d'eau par rapport à des objectifs de protection de l'environnement ou des valeurs-seuils assurant la protection de l'Homme et de l'environnement aquatique ; *(ii)* suivre les évolutions des niveaux de contamination suite aux actions ou mesures de gestion mises en œuvre pour réduire l'exposition de l'Homme et des organismes aquatiques aux contaminants et *(iii)* déclencher des mesures correctives permettant par exemple de réduire les sources de contamination.

Concernant les objectifs de protection de l'environnement, la surveillance (chimique) pérenne mise en œuvre en milieu continental prévoit la quantification des PCB dans deux matrices principales, l'eau brute (*i.e.* eau non filtrée) et les sédiments[40]. Le contrôle dans les sédiments doit notamment permettre le suivi sur le long terme des concentrations des substances à caractère hydrophobe. Dans les eaux littorales, la surveillance des contaminants chimiques est en partie prise en charge par le ROCCH (Réseau d'Observation de la Contamination Chimique du milieu marin), qui a succédé au RNO (Réseau National d'Observation) coordonné et opéré par IFREMER pour le compte du Ministère en charge du développement durable de 1974 à 2007. La DCE impose une surveillance majoritairement basée sur des prélèvements ponctuels effectués dans la colonne d'eau alors que le RNO et la convention internationale OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est l'ont basée sur les matrices intégratrices (bivalves et sédiment). Depuis 1979 des séries temporelles de concentrations de contaminants dans ces deux matrices ont été établies dans le cadre du RNO, incluant les PCB qui ne sont actuellement pas pris en compte en tant que substances prioritaires ou substances dangereuses prioritaires par la DCE[41]. Depuis 2008, le ROCCH continue de mesurer les concentrations de contaminants chimiques dans les bivalves et le sédiment pour le compte d'OSPAR mais sur un nombre réduit de points de prélèvements. Finalement, le réseau de surveillance REPOM, financé par le Ministère en charge du développement durable, assure, au niveau national, le suivi de la qualité des sédiments portuaires en place et ceux destinés à être dragués.

Un premier retour d'expériences réalisé à partir des données issues du réseau de contrôle de surveillance de la DCE, a permis de mettre en évidence la non pertinence de la matrice eau comme support d'analyse pour les contaminants organiques hydrophobes, notamment pour le milieu marin. Par ailleurs, les résultats acquis dans le cadre du Plan national PCB ont montré une comparabilité limitée des données sur la contamination des sédiments entre les différents bassins hydrographiques, en raison notamment de disparités en termes de méthodes de prélèvement et de préparation des échantillons, et des performances analytiques atteintes par les laboratoires d'analyse (Schiavone et Coquery 2009). Clairement, des préconisations techniques se rapportant aux méthodes de prélèvement et d'analyse sont à établir pour aboutir à la caractérisation de concentrations représentatives en PCB dans les sédiments et le biote. Notamment, le problème d'hétérogénéité des teneurs en contaminants dans les sédiments devra être mieux pris en compte afin de mettre en évidence une tendance évolutive au cours du temps des niveaux de pollution (moins de stations de prélèvement mais avec des efforts d'échantillonnage et de caractérisation des sédiments plus poussés au sein des stations). Parallèlement, l'établissement de critères de qualité des sédiments prenant en compte la bioaccumulation des PCB dans les réseaux trophiques et leur toxicité envers les poissons, et le développement d'indicateurs de contamination de l'environnement par ces substances, peu chers et fiables, sont à envisager.

[40] Pour les prélèvements effectués en rivière, l'épaisseur de sédiment à prélever est comprise entre 2-3cm et 5cm selon les documents ou guides techniques utilisés en France. Pour la fraction granulométrique à analyser, c'est la fraction des particules de sédiments < 2mm qui est retenue.

[41] Les PCB figurent à l'Annexe III de la directive 2008/105/CE établissant de normes de qualité environnementale (NQE) dans le domaine de l'eau comme substances soumises à révision pour leur possible identification comme substance prioritaire ou comme substance dangereuses prioritaire. Le sous-groupe technique en charge de la révision des listes de substances prioritaires et de l'élaboration des NQE a récemment proposé une norme de qualité environnementale pour la somme des dioxines, furanes et PCB-DL (exprimée en TEQ global) fondée sur un objectif de protection de la santé humaine visant à limiter autant que possible l'exposition alimentaire du consommateur à ces substances.

2.3.1. Aspects analytiques

Les enjeux dans ce domaine sont davantage liés à l'élaboration de lignes directrices/normes pour l'échantillonnage, la production de données et la communication des résultats qu'au développement de nouvelles méthodes d'analyses et à la définition de leurs limites. A signaler cependant une des actions menées dans le cadre du programme de recherche PCB AXELERA visant à mettre au point une méthode d'analyse capable de prendre en compte simultanément le maximum de congénères parmi les 209 molécules de PCB existantes. A ce jour, en effet, les méthodes utilisées n'en mesurent généralement qu'une vingtaine. Cette nouvelle méthode pourra ensuite être appliquée à des échantillons environnementaux.

2.3.2. Recherche d'indicateurs de contamination fiables et peu chers, utilisables en routine

Certaines études montrent l'existence de corrélations étroites entre la teneur en PCB indicateurs (PCBi) ou PCB totaux et la concentration en PCB de type dioxine (PCB-DL) exprimée sous la forme d'équivalents toxiques dans la chair des poissons (Bhavsar, Reiner *et al.* 2008 ; Babut, Miege *et al.* 2009). Ces mêmes corrélations ont également été observées dans d'autres supports d'analyses, comme les sédiments (Babut, Miege *et al.* 2009). La possibilité d'utiliser ces relations empiriques dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires liés à la consommation de poissons contaminés suscite un intérêt particulier, puisqu'il suffirait, à partir des mesures en PCBi dans les poissons à la fois peu couteuses et faciles à réaliser, de prédire la fréquence de dépassement des seuils sanitaires fixés à partir des concentrations en PCB-DL et PCDD/F dont la détermination est plus onéreuse et exigeante en termes d'analyse. Dans cette perspective, l'ANSES a émis récemment un avis relatif à la détermination de valeurs seuils en PCB-NDL comme outil d'appréciation du risque de la contamination en PCB des poissons d'eau douce et d'eau de mer à partir de l'analyse de ces corrélations[42]. Cependant, il s'agira de tester le caractère générique de ces relations établies dans des contextes géographiques donnés, et de démontrer l'existence de telles corrélations pour d'autres types d'organismes que les poissons (par ex. mollusques bivalves). Dans la mesure du possible, il s'agira également d'optimiser et de standardiser les indicateurs biologiques « intégratifs » développés en écotoxicologie (tests cellulaires *in vitro* et les biomarqueurs) pour une utilisation comme outils de diagnostic d'une pollution par les PCB et de surveillance des effets de cette contamination. Comme indiqué dans le paragraphe §2.2.1, les connaissances actuelles sur la toxicité des PCB-NDL ne permettent pas d'établir aisément des NQE pour ces familles de composés.

2.3.3. Détermination de critères de qualité pour les sédiments tenant compte de la bioaccumulation des PCB dans les réseaux trophiques

Différentes valeurs indicatrices permettant de signaler un niveau de contamination pouvant poser des problèmes en termes de santé publique ou environnementale ont été calculées pour les dioxines dans les sédiments aux USA et au Canada. Ces valeurs se situent dans une fourchette de 0,9 à 60 pg/TEQ/g. A partir de ces valeurs et des corrélations entre PCB-DL et PCBi, l'ANSES a proposé des valeurs guides dans les sédiments (protection de la santé publique) de 1 pg TEQ/g de matière sèche pour les PCDD/F, de 1 pg TEQ/g de matière sèche pour les PCB-DL, et de 10 ng/g de matière sèche pour les 6 PCBi-NDL (saisine 2007-SA-0239).

A l'heure actuelle, il n'existe pas de normes/critères de qualité des sédiments pour les PCB assurant la protection des prédateurs supérieurs (consommateurs de poissons), contre les risques d'empoisonnement secondaire[43]. De plus, la dernière version en date du document-guide technique[44] sur l'élaboration de normes de qualité environnementale dans le cadre de la mise en œuvre de la

[42] http://www.anses.fr/Documents/PASER2009sa0241.pdf.

[43] L'empoisonnement secondaire fait référence à un empoisonnement lié à l'ingestion de proies contaminées - animales ou végétales - ayant accumulé une ou plusieurs substances toxiques.

[44] *Common Implementation Strategy for the Water Framework* Directive (2000/60/EC) - *Guidance document No. 27*: *Technical Guidance for deriving environmental quality standards (Technical report - 2011 - 055).* 204p.

DCE ne prévoit pas, dans ses prescriptions techniques, de traiter directement du cas du transfert des contaminants hydrophobes du compartiment sédimentaire aux prédateurs supérieurs.

Or, pour établir des « corrélations géographiques » entre la contamination des sédiments et celle des poissons, et identifier les zones où les sédiments devraient être gérés avec précaution, la détermination de valeurs limites de contamination des sédiments correspondant aux concentrations maximales admissibles dans les poissons est indispensable. Plusieurs approches sont envisageables pour répondre à cet objectif : l'utilisation de facteurs de bioaccumulation sédiment-biote (BSAF) relativement peu spécifiques, ou l'application de modèles mécanistes simulant le transfert des contaminants du sédiment vers la chaîne trophique. Un retour d'expériences sur les travaux menés récemment par le CEMAGREF au niveau du bassin Rhône-Alpes et à l'échelle du territoire national, utilisant ces deux types approches, devra être réalisé afin notamment d'en dégager les avantages respectifs[45,46,47]. D'ores et déjà, il apparait que la capacité des seuils sédiment à prédire le risque de dépassement des valeurs limites de consommation des poissons varie selon le type d'approche utilisée. Il s'agira donc de développer des connaissances sur les limites de ces critères de qualité des sédiments et d'élaborer un schéma d'utilisation de ces derniers qui tienne compte de cette incertitude.

Egalement à l'échelle du territoire national, un travail de valorisation statistique de la base de données issue du plan national d'échantillonnage des poissons de rivière mis en place dans le cadre du Plan PCB est en voie de finalisation par le CEMAGREF. Les analyses portent plus spécifiquement sur les relations entre la contamination des poissons par les PCB et leurs caractéristiques biométriques, en vue notamment d'améliorer les protocoles d'échantillonnage, sur l'étude des profils de contamination des poissons (entre espèces et entre sites), et sur les relations entre la contamination des sédiments et la contamination des poissons pour en déduire un seuil sédiment national (approche des BSAF).

Les résultats de ces études seront également à mettre en perspective avec les travaux communautaires sur l'élaboration d'une norme de qualité environnementale pour les PCB.

Dans le cas des sédiments portuaires/estuariens non destinés à être dragués, leur qualité est actuellement appréciée en comparant les analyses chimiques aux seuils N1 et N2. Cette qualification est biaisée dans le sens où ces deux seuils ont à l'origine été élaborés pour qualifier des sédiments destinés à être dragués. Il s'agirait d'évaluer la pertinence de l'utilisation des seuils N1 et N2 dans l'appréciation de la qualité de sédiments portuaires ou estuariens en place.

Outil(s) de gestion à développer

Synthèse des seuils sédiment obtenus dans les plus récentes études CEMAGREF (2008-2011). Plusieurs études menées récemment, plus ou moins en parallèle, visaient à étudier les relations entre la contamination des sédiments par les PCB et la contamination du biote, à différentes échelles spatiales et en suivant des approches différentes :

- une étude menée pour le compte de la DREAL Rhône-Alpes/Délégation de bassin circonscrite au bassin Rhône-Méditerranée dans laquelle la relation entre sédiment et biote est représentée de façon assez rudimentaire par un quotient/facteur de bioaccumulation sédiment-biote (BSAF). La capacité prédictive du seuil sédiment développé à partir de l'approche BSAF pour ce bassin apparaît modeste (62% de prédiction correcte), et le taux d'erreur de type II (taux de faux négatifs : échantillons de poissons prédits comme conformes sur la base de la concentration dans le sédiment et qui sont dans les faits supérieurs au seuil sanitaire dans la chair des poissons) trop élevé ;

[45] Babut, M., C. Miège, *et al.* (2011). Transferts de contaminants hydrophobes du sédiment au biote : construction de modèles dans une perspective de gestion. 186p. https://tsip-pcb.cemagref.fr/rapports-memoires/rapport-final-transfert-du-sediment-au-biote-construction-de-modeles-dans-une-perspective-de-gestion/files/d3b22-rapport-final_v1finale_27-06-11.pdf.

[46] Babut, M., A. Roy, *et al.* (2011). Contamination des poissons d'eau douce par les PCB et d'autres contaminants persistants dans le bassin Rhône-Méditerranée. 84p. https://tsip-pcb.cemagref.fr/rapports-memoires/rapport-sur-la-contamination-des-poissons-dans-le-bassin-rhone-mediterranee/files/rapport_dreal_final_09-11.pdf.

[47] Mathieu, A. et M. Babut (2012). Contamination des poissons d'eau douce par des contaminants persistants : polychlorobiphényles (PCB), dioxines, furanes, mercure – Etude des relations biote-sédiment pour les PCB. Rapport Onema-Irstea, Vincennes, 42p.

- une étude menée pour le compte de l'ONEMA dans la cadre de la convention de partenariat ONEMA-CEMAGREF 2011, qui reprend la même approche BSAF que celle utilisée dans l'étude de la DREAL Rhône-Alpes, appliquée cette fois-ci à un jeu de données national issu des trois années du plan national d'échantillonnage des poissons de rivière. La capacité prédictive du seuil sédiment « national » ainsi dérivé est légèrement inférieure à celle du seuil « bassin du Rhône » (55% de prédiction correcte), avec un taux d'erreur de type II élevé ;
- une étude menée dans la cadre du « plan Rhône »[48] dont l'objectif central était de construire un modèle de bioaccumulation des PCB à base physiologique permettant d'incorporer la variabilité des comportements (notamment alimentaires) des poissons pour définir des niveaux de seuils de contamination dans les sédiments qui puissent être ajustés site par site ou protéger les sites avec un bon niveau de certitude. A côté de ce modèle à base physiologique, une approche statistique a permis de relier la contamination des poissons étudiés à celle du sédiment, en considérant en plus de cette dernière variable, la taille du poisson et la proportion de carbone organique d'origine détritique intervenant dans son alimentation. Ce dernier modèle montre une précision satisfaisante lorsqu'il est utilisé de manière prédictive. Cependant, jusqu'à présent, les deux modèles développés dans le cadre du plan Rhône sont valides pour les sites étudiés, représentatifs d'une partie du Rhône seulement. Leur utilisation à d'autres jeux de données (pour le modèle statistique) ou d'autres cas (sites et espèces) permettrait de les valider plus largement, voire de les améliorer dans le cas du modèle de bioaccumulation à base physiologique.

2.3.4. Elaboration d'un protocole de suivi de la contamination du biote dans des secteurs touchés par des interdictions de pêche

Il s'agira de définir un suivi pertinent et optimisé en termes de moyens techniques et financiers, en prenant en compte notamment les espèces à cibler, des caractéristiques biométriques des individus à prélever, de la fréquence des campagnes de prélèvement, et des analyses à réaliser. Dans le bassin du Rhône, sous l'impulsion de la DREAL Rhône-Alpes, une étude visant à définir un protocole de suivi à long terme de la contamination des poissons par les PCB est en cours. Au niveau national, l'ANSES s'est autosaisie afin de conduire un bilan des trois années d'échantillonnage des poissons de rivière mis en place dans le cadre du Plan PCB, et de proposer une méthodologie adaptée pour l'échantillonnage des cours d'eau et l'interprétation des résultats. L'adaptation pourra porter notamment sur les espèces et l'effectif de poissons prélevés ainsi que les substances analysées, et le « maillage » géographique à mettre en place pour ce suivi. Cette méthodologie concernera : *(i)* les cours d'eau échantillonnés pour lesquels des recommandations de consommation ou de non consommation de toute ou partie des espèces ont été formulées, et *(ii)* les cours d'eau qui n'ont pas été échantillonnés. Des modalités d'échantillonnage pour un suivi des tendances sur le long terme seront également envisagées. Ce bilan tiendra compte : *(i)* des différentes activités de pêche exercées (pêche professionnelle et/ou de loisir), et *(ii)* des évolutions réglementaires à venir au niveau européen concernant les teneurs maximales dans les poissons destinés à la consommation[49].

[48] Collaboration CEMAGREF, ENTPE, CNRS-Université Claude Bernard Lyon 1, LSCE et USGS.

[49] Entrée en vigueur du règlement (UE) N° 1259/2011 de la Commission du 2 décembre 2011 modifiant le règlement (CE) n° 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires ; http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:320:0018:0023:FR:PDF.

2.4. Techniques de traitement des sédiments contaminés par les PCB

De nombreuses techniques de traitement des sédiments contaminés issus des opérations de dragage permettent d'éliminer ou de rendre inerte les polluants présents dans ces matrices, ou de les en extraire par différentes techniques de séparation. Les techniques employées diffèrent en fonction des polluants et de leur concentration, des caractéristiques physico-chimiques et minérales des sédiments, du lieu du dragage, des objectifs environnementaux du projet de dragage et de la législation en vigueur.

Les prétraitements permettent de diminuer la teneur en eau des sédiments et/ou de procéder à une séparation granulométrique, en vue de réduire les volumes de sédiments à traiter. Les principaux prétraitements applicables sont : le criblage, l'hydrocyclone, la floculation, la centrifugation, la filtration, l'évaporation, …(Le Guern, Conil *et al.* 2004 ; Brunet 2007).

Parmi les différentes techniques envisageables pour le traitement de **sédiments fluviaux** contaminés par les PCB, l'incinération à haute température et le stockage définitif en décharge contrôlée figurent parmi les plus répandues. De nouvelles alternatives de traitement sont à l'étude en France et à l'étranger[50] afin de mettre au point des technologies minimisant les impacts environnementaux induits sur site ou durant le traitement lui-même. Dans cette optique, le projet français PCB-AXELERA (2009-2012), fédéré par le pôle de compétitivité AXELERA et piloté par SUEZ ENVIRONNEMENT, vise principalement à tester un panel de traitements de sédiments contaminés par les PCB. L'objectif final de ce projet est d'élaborer un guide d'aide à la décision proposant les meilleures technologies disponibles en fonction des caractéristiques minérales et chimiques des sédiments à traiter[51]. Les résultats de ce projet seront en premier lieu applicables à des zones de type *hot-spots* (env. 1ppm PCB totaux). Des tests complémentaires seront nécessaires pour étudier la faisabilité d'appliquer les techniques de traitement à des sédiments présentant des niveaux de contamination moins élevés.

Considérant l'ampleur du projet PCB-AXELERA et ses objectifs, il paraît judicieux d'attendre les résultats des différentes actions menées dans le cadre de ce projet avant de mettre en lumière d'éventuelles lacunes scientifiques résiduelles sur ce champs thématique. Il est néanmoins important de relever ici que l'applicabilité à grande échelle de techniques prometteuses en laboratoire devra être vérifiée avant de les décliner en procédés industriels. Dans cette optique, il est recommandé d'initier des projets de décontamination *in situ* sur des *hot-spots*, fédérant au sein de zones/sites ateliers, des acteurs de la R&D issus d'horizons différents et actifs dans des champs de compétence variés permettant une appréhension holistique de cette problématique. Il s'agira par exemple de rassembler au sein d'un même projet des écotoxicologues, bio-géochimistes, sédimentologues, hydrologues…

Cette notion de sites de démonstration mis à la disposition d'équipes de recherche afin de développer et expérimenter des solutions innovantes de dépollution *in situ*, et des modalités de gestion et de valorisation des matériaux excavés ou dragués est par ailleurs reprise dans le cadre de l'appel à manifestation d'intérêt (AMI) lancé par l'ADEME en juin dernier[52].

Les grandes familles de traitement des sédiments fluviaux contaminés par les PCB sont présentées à titre informatif ci-dessous, sans prétention d'exhaustivité. La plupart d'entre elles sont testées dans le projet PCB-AXELERA. Il est également utile de mentionner le projet SEDIVALOR, coordonné par IXSANE, qui a pour objectif de tester l'efficacité de *process* industriels pour le traitement des sédiments fluviaux pollués[53].

- **Le confinement et la stabilisation**. **Le confinement** consiste à isoler la matrice polluée de l'environnement. En cas de confinement *ex situ*, les sédiments sont excavés et déposés dans des décharges étanches et contrôlées ou dans des cellules étanches proches de la rivière

[50] Voir notamment le rapport de l'US-EPA, "*Reference Guide to Non-combustion Technologies for Remediation of Persistent Organic Pollutants in Soil, Second Edition*" (2010),

http://www.clu-in.org/download/remed/POPs_Report_FinalEPA_Sept2010.pdf.

[51] Voir la plaquette du projet PCB-AXELERA sur le site : http://www.suez-environnement.fr/fr/actualite/dossier-presse/dossiers-de-presse/?dossier_id=52

[52] http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=1317947E347833DA52B2EE30C90E4D99_tomcatlocal1307469318395.pdf

[53] Le projet SEDIVALOR propose l'exploitation du procédé NOVOSOL du groupe industriel Solvay ; http://www.ixsane.com/projets/sedivalor.html?keepThis=true&TB_iframe=true&height=500&width=800.

(« encapsulement ») (Brunet 2007). Durant les travaux d'excavation, il est difficile de cibler uniquement les zones polluées et il est donc fréquent de retirer trop ou pas assez de sédiments. Ces travaux provoquent également une inévitable remise en suspension de sédiments potentiellement contaminés[54]. Le confinement *in situ* consiste à recouvrir (*capping*) par un géotextile ou une masse de matériaux inerte (sable) les massifs pollués évitant ainsi la remise en suspension des sédiments pollués. L'évolution du transfert du contaminant à travers la couche « propre » est difficile à surveiller. Les travaux de dragage et le *capping* affectent tous deux les écosystèmes benthiques (Ghosh, Luthy *et al.* 2011). **La stabilisation**, quant à elle, vise à immobiliser par des traitements physico-chimiques les polluants dans la matrice sédimentaire. A titre d'exemple, la solidification compte parmi les techniques de stabilisation les plus utilisées et consiste à mélanger la matrice polluée avec du ciment et/ou de la bentonite afin de la rendre solide et d'y retenir les polluants (Brunet 2007). L'ajout de charbon actif (CA) dans un massif pollué permet également de diminuer la biodisponibilité des PCB par adsorption de ceux-ci sur le CA. Plusieurs sites pilotes expérimentent cette technologie en Norvège et aux USA, sur des écosystèmes variés comme les ports et les rivières, par exemple (Ghosh, Luthy *et al.* 2011), afin d'apprécier le succès au long terme d'une telle opération. Les premiers résultats de ces études sont prometteurs : le traitement reste effectif des mois après les travaux et la composition, la richesse et la diversité des macro-organismes benthiques ne sont pas impactées de manière significative par de telles opérations (Cho, Ghosh *et al.* 2009). Des matrices alternatives au charbon actif sont en cours de développement (Ghosh, Luthy *et al.* 2011) et la dégradation des PCB adsorbés sur le CA est étudiée dans l'une des actions du projet PCB AXELERA (PCB SEDICA).

- **La destruction des PCB**. **L'incinération** à 1 200°C est couramment utilisée dans certains pa ys pour détruire les PCB présents dans des sédiments. Cette technique, malgré sa grande efficacité (proche de 100%), comporte certains désavantages : *(i)* une rigueur infaillible est nécessaire lors de l'installation, la maintenance et le contrôle des incinérateurs afin d'éviter la production de dioxines et de furanes en post-combustion ; *(ii)* dans des cas de contaminations multiples avec des métaux lourds, le traitement des sédiments par incinération n'est pas adapté. **La biodégradation** est une technologie de destruction des PCB, dont les résultats sont prometteurs en laboratoire, mais qui n'a pas encore porté ses fruits à une échelle industrielle. Ce procédé consiste à reproduire dans le sédiment les conditions optimales pour que s'y développent les colonies bactériennes indigènes capables de métaboliser le polluant (bio-stimulation). Dans certains cas, d'autres microorganismes sont ajoutés afin de permettre ou d'améliorer la biodégradation (bio-augmentation) (Colombano, Saada *et al.* 2010). La biodégradation des PCB est complexe à mettre en œuvre car : *(i)* tous les congénères ne sont pas biodégradables ; *(ii)* une grande diversité de bactéries est nécessaire pour dégrader le plus de congénères possibles (Bedard, Ritalahti *et al.* 2007; Pieper et Seeger 2008) ; *(iii)* la biodisponibilité des PCB peut être faible dans les sédiments, surtout quand ces derniers sont riches en matière organique (Mikszewski 2004) ; *(iv)* la déchloration des congénères lourds nécessite des conditions anaérobies, tandis que les congénères peu substitués en chlore sont dégradés en condition aérobie (Mikszewski 2004) ; *(v)* les composés de dégradation peuvent être toxiques et/ou inhiber l'action des microorganismes dégradant les PCB (Mikszewski 2004).
- **L'extraction des PCB.** Les techniques d'extraction les plus usitées sont *(i)* l'extraction *in situ* des polluants par solvants, *(ii)* la désorption thermique *in situ*, avec collecte et traitement des gaz produits (Lonie, Reed *et al.* 1998).

La majorité (90-95%) des **sédiments issus de milieux de transition tels que les ports et les estuaires** sont actuellement immergés dans des zones soumises à autorisation préfectorale. Si les lieux de « clapage » sont éloignés de la zone de dragage ou si les sédiments sont pollués, d'autres solutions de valorisation à terre des sédiments doivent être envisagées. La législation étant toujours plus stricte et les préoccupations sur l'impact du « clapage » en mer grandissantes, le devenir des sédiments dragués risque d'évoluer graduellement vers une valorisation ou un stockage à terre (Le

[54] L'impact des opérations de dragage (mécanique et hydraulique) de sédiments continentaux sur la qualité physico-chimique des eaux de surface fait actuellement l'objet d'une étude menée par l'INERIS dans le cadre du projet INTERREG GeDSet. De manière plus générale, cette action s'inscrit dans un programme de l'INERIS visant à proposer une méthodologie d'évaluation et des bonnes pratiques pour une gestion à terre des sédiments respectueuse de la qualité des milieux (qualité chimique, écotoxicité), du dragage à la valorisation.

Guern, Conil *et al.* 2004). Les matériaux issus de dragages portuaires sont généralement caractérisés par une granulométrie plutôt fine et un taux élevé de matière organique, rendant plus difficile et/ou moins efficace les techniques de valorisation. Les sédiments dragués peuvent alors être utilisés pour régaler les berges, par exemple, à condition que la norme pour l'épandage agricole des boues de STEU soit respectée (0,8mg/kg de poids sec de sédiments pour la somme des 7 PCB indicateurs). L'impact potentiel de l'ion chlorure dans les sédiments n'est pas pris en compte dans cette filière de valorisation alors que le sel présente un risque environnemental réel en milieu continental (Le Guern, Conil *et al.* 2004). Les principaux traitements à terre appliqués aux sédiments pollués issus de ports et estuaires sont : la solidification/stabilisation et la mise en dépôt en site confiné. En cas de mise en dépôt confiné dans un centre de stockage de déchets (CSD), la présence de sel dans les sédiments peut provoquer l'interdiction d'un dépôt en CSD inerte[55]. Dans un tel cas, les sédiments devront être déposés dans un CSD non dangereux ou CSD dangereux, avec des conséquences financières variées.

Le programme SEDIMARD 83 initié au début des années 2000 comprend un axe de travail dédié au traitement des sédiments portuaires non immergeables, avec la réalisation d'un démonstrateur pilote de grande taille (*i.e.* site industriel de traitement de 1 hectare implanté dans la rade de Toulon) où a été testée la robustesse de plus de 60 combinaisons de traitements. Une synthèse des travaux menés dans le cadre de ce programme sera réalisée en 2012 par Insavalor-INSA.

[55] Teneur maximale en chlorure pour 1litre d'eau (mg/L) : Centre de stockage de déchets (CSD) inertes = 800mg/L ; CSD non dangereux : 15 000mg/L ; CSD dangereux : 25 000mg/L.

3. Conclusion et recommandations

A la suite de la réduction de la production des PCB et des restrictions d'utilisation instaurées au cours des années 70, et de leur interdiction en 1987, la concentration de ces contaminants a graduellement diminué dans les différents compartiments de l'environnement. En France, l'ensemble des avis émis par l'ANSES depuis 2008 concernant l'interprétation sanitaire des résultats d'analyses en dioxines et PCB des poissons de rivière pêchés dans le cadre du plan national d'actions sur les PCB, indique toutefois des fréquences de dépassement relativement élevées des teneurs maximales en PCB-DL, dioxines et furanes dans les poissons, surtout chez les espèces fortement bio accumulatrices (anguilles, carpes, brèmes, barbeaux). Egalement, une étude récente menée par l'Institut de Veille Sanitaire (Frery, Saoudi *et al.* 2011) a montré que les niveaux d'exposition de la population française aux PCB restaient élevés et souvent supérieurs à ceux observés dans d'autres pays : 3,6% des femmes françaises en âge de procréer ont une concentration de PCB totaux supérieure au seuil de 700 ng/g de lipides[56], et, en comparaison avec l'étranger, les taux de PCB chez les adultes français sont quatre à cinq fois supérieurs à ceux rencontrés dans la population américaine en 2009[57].

La présence des PCB dans l'environnement, souvent à des niveaux de concentration de l'ordre d'un fond ambiant plus ou moins « anthropisé », continue de susciter des questions quant au seuil d'acceptabilité de cette pollution et à l'échéance d'un retour à des niveaux de concentration sans effet dommageable pour l'Homme et l'environnement. Bien d'autres questions restent en suspens, concernant notamment l'impact des expositions chroniques à de faibles doses de PCB sur les écosystèmes aquatiques, et les méthodologies disponibles pour évaluer les risques posés par cette pollution.

De nombreuses recherches scientifiques sur ces contaminants et leur comportement dans l'environnement ont été menées depuis les années 1970. Ce volume important d'informations complique d'autant le travail d'élaboration d'un état de l'art des connaissances, pourtant nécessaire pour identifier les actions de R&D à initier en priorité en complément de celles déjà réalisées. Dans certains domaines, le défi est clairement de « produire » des connaissances environnementales et de l'information sur les PCB (élaboration d'inventaires d'émissions pour des sources encore peu étudiées, connaissance des stocks et des flux de PCB à l'échelle des bassins versants, de la toxicité des PCB-NDL et des produits de dégradation des PCB, des effets des interactions entre congénères, des capacités d'adaptation des populations naturelles exposées à de faibles concentrations environnementales de PCB, information sur les flux sédimentaires,…), alors que dans d'autres, il s'agit de synthétiser les connaissances déjà acquises et de les transférer vers les gestionnaires et les acteurs de l'eau en général, et/ou de les traduire en outils de gestion (élaboration d'outils d'aide à la décision multicritères opérationnels, développement d'indicateurs et méthodes adéquats d'évaluation, etc.).

De manière générale, les différents interlocuteurs sollicités dans le cadre de cette étude ont mis en avant la nécessité de promouvoir des projets de R&D pluridisciplinaires embrassant toutes les dimensions de la gestion de la pollution de l'eau et des milieux aquatiques par les PCB. L'objectif est d'arriver à mobiliser sur certains sites choisis, des équipes scientifiques et techniques ayant des compétences diverses (hydrologie, biogéochimie, écotoxicologie,…), et d'adopter une démarche d'acquisition des données permettant la validation de méthodes d'analyse, d'outils innovants et de modèles de transfert. Ces sites ateliers sont également les supports les plus adaptés pour évaluer des phénomènes/processus à long terme.

La grande majorité des acteurs consultés ont également abordé la question de la communication vers, et de l'information du public vis-à-vis de la problématique des PCB. Ce problème n'est pas spécifique aux PCB et de nombreux projets étudiant la perception des risques environnementaux sont actuellement en cours en France. De nombreuses publications ayant pour cible un large public sont également disponibles sur internet. A titre d'exemple, la DRASS Rhône-Alpes a publié en 2008 une fiche visant à répondre aux questions concernant les PCB et l'eau potable[58], et la DREAL Haute

[56] Seuil d'imprégnation critique proposé par l'ANSES pour les femmes en âge de procréer.

[57] Une faible proportion de la population française dépasse toutefois les seuils sanitaires pour cette famille de contaminants.

[58] http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/docs/PCB/comite-suivi/2008-05-28/Fiche4CIS-28mai08-eau-potable.pdf

Normandie a édité une brochure sous forme de questions-réponses donnant une vision d'ensemble de la problématique des PCB pour les gestionnaires confrontés à cette pollution[59].

Certaines propositions d'amélioration en termes de gestion du risque et de communication de l'information ont été proposées par les acteurs consultés au cours de ce travail :

- intensifier la valorisation des résultats obtenus dans le cadre de la mise en œuvre du Plan national d'actions sur les PCB ;
- communiquer sur les suites envisagées au Plan, les actions qui sont d'ores et déjà prévues avec des jalons/échéances clairement identifiés.

[59] http://www.haute-normandie.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/25_questions_PCB_cle1a71de.pdf

4. Références bibliographiques

AFSSA – Agence française de sécurité sanitaire des aliments (2007). Avis du 28 mars relatif à l'interprétation des résultats d'analyses du plan d'échantillonnage mis en place dans le cadre de la pollution en PCB des poissons du Rhône.

Agius, S. J. et L. Porebski (2008). "Towards the Assessment and Management of Contaminated Dredged Materials." Integrated Environmental Assessment and Management 4(2): 255-260.

Babut, M. et C. Miège (2008). Proposition de seuils décisionnels temporaires pour la gestion des sédiments à draguer dans le Rhône, Cemagref, Lyon

http://www.cemagref.fr/le-cemagref/lorganisation/les-centres/lyon/ur-maly/laboratoire-decotoxicologie/documents/proposition-de-seuils-decisionnels-temporaires-pour-la-gestion-des-sediments-a-draguer-dans-le-rhone/attachment_download/file.

Babut, M., C. Miege, et al. (2009). "Correlations between dioxin-like and indicators PCBs: Potential consequences for environmental studies involving fish or sediment " Environmental Pollution 157: 3451-3456.

Babut, M., Y. Perrodin, et al. (2002). "Evaluation des risques écologiques causés par des matériaux de dragage: proposition d'une approche adaptée aux dépôts en gravière en eau - http://www.rse.inrs.ca/art/volume15/v15n3_615.pdf." Revue des sciences de l'eau 15(3): 615-639.

Baek, S.-Y., S.-D. Choi, et al. (2010). "Spatial and Seasonal Distribution of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in the Vicinity of an Iron and Steel Making Plant." Environmental Science & Technology 44: 3035-3040.

Barnthouse, L. W., D. Glaser, et al. (2003). "Effects of historic PCB exposures on the reproductive success of the Hudson risver striped bass population". Environmental Science & Technology 37(2): 223-228.

Barnthouse, L. W., D. Glaser, et al. (2009). "Polychlorinated biphenyls and Hudson River White perch: implications for population-level ecological risk assessment and risk management." Integrated Environmental Assessment and Management (IEAM) 5(3): 435-444.

Batley, G. E., R. G. Stahl, et al. (2005). Scientific underpinnings of sediment quality guidelines. Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contalminated sediments. R. J. Wenning, G. E. Batley, C. G. Ingersoll and D. W. Moore. Pensacola (FL), SETAC Press: 39-120.

Bedard, D., K. Ritalahti, et al. (2007). "The Dehalococcoides Population in Sediment-Free Mixed Cultures Metabolically Dechlorinates the Commercial Polychlorinated Biphenyl Mixture Aroclor 1260." Applied and Environmental Microbiology 73(8): 2513-2521

http://aem.asm.org/cgi/content/full/2573/2518/2513#R2561.

Belpaire, C., C. Geeraerts, et al. (2011). "What can we learn from monitoring PCBs in the European eel? A Belgian experience " Environmental International 37(2): 354-364.

Bengtsson, B. E. (1978). "Long-term effects of PCB (CLOPHEN A50) on growth, reproduction and swimming performance in the minnow *Phoxinus Phoxinus*." Water Research 14: 681-687.

Bertrand, J. A., A. Abarnou, et al. (2009). Diagnostic de la contamination chimique de la faune halieutique des littoraux des Antilles françaises. Campagnes 2008 en Martinique et en Guadeloupe, Ifremer, Martinique

http://archimer.ifremer.fr/doc/2009/rapport-6896.pdf.

Bhavsar, S. P., E. J. Reiner, et al. (2008). "Converting Toxic Equivalents (TEQ) of dioxins and dioxin-like compounds in fish from one Toxic Equivalency Factor (TEF) scheme to another." Environment International 34(7): 915-921.

Birnbaum, L. S. et D. S. Staskal-Wikoff (2010). "5th international PCB workshop -- Summary and implications." Environment International 36(8): 814-818.

Bouscasse, H., P. Defrance, et al. (2009). Elaboration d'un cadre méthodologique pour une approche économique de la gestion sédimentaire du Rhône intégrant l'appréciation des impacts et des risques., Compagnie Nationale du Rhône.

Breivik, K., A. Sweetman, et al. (2007). "Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners - A mass balance approach-3. An update." Science of the Total Environment 377(2-3): 296-307.

Brenner, R., S. Magar, et al. (2004). "Long-Term Recovery of PCB-Contaminated Surface Sediments at the Sangamo-Weston/Twelvemile Creek/Lake Hartwell Superfund Site." Environmental Science & Technology 38(8): 2328-2337.

Brouwer, A., P. J. H. Reijnders, et al. (1989). "Polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*)." Aquatic Toxicology 1 5: 99-106.

Brown, T. M., T. A. Sheldon, et al. (2009). "Reduction of PCB Contamination in an Arctic Coastal Environment: A First Step in Assessing Ecosystem Recovery after the Removal of a Point Source." Environmental Science & Technology 43(20): 7635-7642.

Brunet, J.-F. (2007). Etat des lieux sur la pollution des fleuves par les PCB dans le monde - Actions des pouvoirs publics. Exemples de décontamination. BRGM/RP-55835-FR, 167 p, 13 ill., 15ann., BRGM

http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/docs/PCB/synthese/Rapport_BRGM-RP-55835-FR_PCB%20051207.pdf.

Carlson, D. L., D. S. De Vault, et al. (2010). "On the rate of decline of persistent organic contaminants in lake troute (Salvelinus namaycush) from the Great Lakes, 1070-2003". Environmental Science & Technology 44(6): 2004-2010.

Chevreuil, M., M. Blanchard, et al. (2009). La micropollution organique dans le bassin de la Seine, La Collection du programme PIREN-SEINE

http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/?q=book/982.

Cho, Y. M., U. Ghosh, et al. (2009). "Field application of activated carbon amendment for in-situ stabilization of polychlorinated biphenyls in marine sediment." Environmental Science & Technology 43(10): 3815-3823.

Collet, S. (2004). Facteurs d'émissions de polluants de feux simulés de forêt et de décharge, INERIS, Unité Qualité de l'Air, Verneuil en Halatte

http://www.ineris.fr/centredoc/Cr04_891e.pdf.

Colombano, S., A. Saada, et al. (2010). Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices, Rapport final BRGM-RP-58609-FR

http://www.brgm.fr/publication/pubDetailRapportSP.jsp?id=RSP-BRGM/RP-58609-FR.

Commission des Communautés Européennes (2001). Communication de la Commission au Conseil, au Parlement Européen et au Comité Economique et social Européen sur la mise en oeuvre de la stratégie communautaire concernant les dioxines, les furannes et les polychlorobiphényles COM(2001)593final, Commission des Communautés Européennes

http://europa.eu/legislation_summaries/internal_market/single_market_for_goods/chemical_products/l21280_fr.htm.

Cravedi, J. P. et J.-F. Narbonne (2002). Données récentes sur l'évaluation des dangers liés à la présence de PCB dans l'alimentation, Rapport de l'AFSSA, Afssa

http://fulltext.bdsp.ehesp.fr/Afssa/Rapports/2002/PCBEtudedec2002.pdf.

Dang, V. D., D. M. Walters, et al. (2010). "Transformation of Chiral Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in a Stream Food Web." Environmental Science & Technology 44(8): 2836-2841.

Davis, J. (2004). "The long-term fate of polychlorinated biphenyls in San Francisco Bay (USA)." Environmental Toxicology and Chemistry 23(10): 2396-2409.

Diamond, M. L., L. Melymuk, et al. (2010). "Estimation of PCB Stocks, Emissions, and Urban Fate: Will our Policies Reduce Concentrations and Exposure?" Environmental Science & Technology 44(8): 2777-2783.

Dierking, J., E. Wafo, et al. (2009). "Spatial patterns in PCBs, pesticides, mercury and cadmium in the common sole in the NW Mediterranean Sea, and a novel use of contaminants as biomarkers." Marine Pollution Bulletin 58(1605-1614).

Duclay, E., H. Syndique, et al. (2010). "Sédiments de dragage" - Le Grenelle de la Mer - Groupe n°11, Direction de l'Eau et de la Biodiversité

http://www.legrenelle-environnement.fr/IMG/pdf/G11.pdf.

Eckhardt, S., K. Breivik, et al. (2007). "Record high peaks in PCB concentrations in the Arctic atmosphere due to long-range transport of biomass burning emissions." Atmos. Chem. Phys. 7(17): 4527-4536.

Edwards, T. M., B. C. Moore, et al. (2006). "Reproductive dysgenesis in wildlife: a comparative view." International Journal of Andrology 29(1): 109-120.

EFSA (2005). "Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the Commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in feed and food http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/284.pdf." The EFSA Journal 284: 1-137.

Elie, P. et P. Girard (2009). Effets des micropolluants et des organismes pathogènes chez l'anguille européenne *Anguilla anguilla* L.1758, Collection Etude CEMAGREF N°128

http://cemadoc.cemagref.fr/exl-php/util/documents/accede_document.php.

Frery, N., A. Saoudi, et al. (2011). Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire

http://www.invs.sante.fr/publications/2011/exposition_polluants_enns/index.html: 151.

Ghosh, U., R. G. Luthy, et al. (2011). "In-situ Sorbent Amendments: A New Direction in Contaminated Sediment Management." Environmental Science & Technology(45): 1163-1168.

Gioia, R., S. Eckhardt, et al. (2011). "Evidence for Major Emissions of PCBs in the West African Region." Environmental Science & Technology Sous Presse.

Gioia, R., L. Nizzetto, et al. (2008). "Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Air and Seawater of the Atlantic Ocean: Sources, Trends and Processes." Environmental Science & Technology 42(5): 1416-1422.

Gullett, B. K., A. Touati, et al. (2003). "PCDD/F, PCB, HxCBz, PAH, and PM emission factors for fireplace and woodstove combustion in the San Francisco Bay region." Environmental Science & Technology 37(9): 1758-1765.

Hedman, B., M. Naslund, et al. (2006). "Emission of PCDD/F, PCB, and HCB from combustion of firewood and pellets in residential stoves and boilers." Environmental Science & Technology 40(16): 4968-4975.

Henry, R. C. et E. R. Christensen (2010). "Selecting an Appropriate Multivariate Source Apportionment Model Result." Environmental Science & Technology 44(7): 2474-2481.

Hu, D. et K. C. Hornbuckle (2010). "Inadvertent Polychlorinated Biphenyls in Commercial Paint Pigments." Environmental Science & Technology 44: 2822-2827.

Imamoglu, I., K. Li, et al. (2004). "Sources and Dechlorination of Polychlorinated Biphenyl Congeners in the Sediments of Fox River, Wisconsin." Environmental Science & Technology 38(9): 2574-2583.

JOCE (2004). Commission Directive 2004/73/EC, 29th time Council directive 67/548EEC, Official Journal of the European Communities

http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:216:0003:0310:EN:PDF.

Jönsson, A., O. Gustafsson, et al. (2003). "Global Accounting of PCBs in the Continental Shelf Sediments." Environmental Science & Technology 37(2): 245-255.

Klanova, J., M. Diamond, et al. (2011). "Identifying the research and infrastructure needs for the global assessment of hazardous chemicals ten years after establishing the Stockholm convention". Environmental Science and Technology http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es202751f.

Kohler, M., J. Tremp, et al. (2005). "Joint sealants: An overlooked diffuse source of polychlorinated biphenyls in buildings." Environmental Science & Technology 39(7): 1967-1973.

Lake, I., C. Foxall, et al. (2005). "Effects of River Flooding on PCDD/F and PCB Levels in Cows' Milk, Soil and Grass." Environmental Science & Technology 39(23): 9033-9038.

Laran, S., E. Praca, et al. (2009). Evaluation du niveau de contamination d'espèces odontocètes et mysticètes du sanctuaire PELAGOS - *Rapport Final* -, http://www.sanctuaire-pelagos.org/recherche-scientifique/titre-des-travaux-effectues.php.

Le Guern, C., P. Conil, et al. (2004). Aide à la gestion alternative au rejet en mer de sédiments contaminés provenant du dragage de sites portuaires BRGM/RP-53470-FR, Octobre 2004

http://www.brgm.fr/result/telechargement/telechargement.jsp?id=RSP-BRGM/RP-53470-FR.

Lehmler, H. J., S. J. Harrad, et al. (2009). "Chiral Polychlorinated Biphenyl Transport, Metabolism, and Distribution: A Review." Environmental Science & Technology 44(8): 2757-2766.

Lonie, C., J. Reed, et al. (1998). A Demonstration of In-Situ Thermal Desorption - Destruction of PCB's in contaminated Soils at Mare Island Shipvard Tech Data Sheet, Naval Facilities Engineering Service Center, Port Hueneme, California http://aem.asm.org/cgi/content/full/73/8/2513#R61.

Magdaliniuk, S., C. Pisano, et al. (2004). Enlèvement des sédiments - Guide méthodologique - Evaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage Agence de l'eau Artois-Picardie

http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/etude_11.pdf.

Marchand, M. (1989). "Les PCB dans l'environnement marin. Aspects géochimiques d'apports et de distribution. Cas du littoral fançais. http://www.erudit.org/revue/rseau/1989/v2/n3/705036ar.pdf." Revue des sciences de l'eau 2(3): 373-403.

Marvanova, S., L. Kostalova, et al. (2006). "Prevalent and episodic PCB congeners in environmental and human milk samples and their provisional risk assessment based on dioxin-like and nondioxin-like toxic modes of action". Poster presentation at the Fourth PCB Workshop in Zakopane, Poland, September 6 -10, 2006.

Mazet, A., G. Keck, et al. (2004). "PCBs in fish of the Ardèche river. Potential implications for the survival of the otter." Bull. Environ. Contam. Toxicol. 72(4): 784-790.

Meunier, T. et C. Bazin (2010). Les PCB: Propriétés, Caractéristiques, Historique industriel, Origine des pollutions, Comportements dans le milieu naturel, Techniques d'Analyses, Expression des résultats de mesure, Version n°11, Groupe Séché - T REDI.

Mikszewski, A. (2004). Emerging Technologies for the in Situ Remediation of PCB-Contaminated Soils and Sediments: Bioremediation and Nanoscale Zero-Valent Iron, U.S. EPA

http://aem.asm.org/cgi/content/full/73/8/2513#R61.

Mills, L. J. et C. Chichester (2005). "Review of evidence: Are endocrine-disrupting chemicals in the aquatic environment impacting fish populations?" Science of the Total Environment 343(1-3): 1-34.

Monosson, E. (1999). "Reproductive and developmental effects of PCBs in fish: A synthesis of laboratory and field studies". Reviews in Toxicolgy 3(1-4): 25-75.

Nacci, D., L. Coiro, et al. (1999). "Adaptations of wild populations of the estuarine fish Fundulus heteroclitus to persistent environmental contaminants." Marine Biology 134(1): 9-17.

Nacci, D., M. Huber, et al. (2009). "Evolution of tolerance to PCBs and susceptibility to a bacterial pathogen (Vibrio harveyi) in Atlantic killifish (Fundulus heteroclitus) form New Bedford (MA, USA) harbor " Environmental Pollution 157(3): 857-864.

OSPAR (2008). Literature Review on the Impacts of Dredged Sediment Disposal at Sea, OSPAR Commission (ISBN 978-1-906840-01-3 ; Publication Number 362/2008)

http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00362_Dredged_sediment_disposal_literature.pdf.

Pean, S., A.-L. Mayeras, et al. (2009). Do PCBs affect fish personality and behavior? , 31st International Ethological Conference, 19-24 August 2009, Rennes, France

Perrodin, Y., M. Babut, et al. (2006). "Assessment of ecotoxicological risks related to depositing dredged materials from canals in northern France on soil." Environment International 32(6): 804-814.

Pichard, A., M. Bisson, et al. (2005). INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Polychlorobiphényles

Pieper, D. et M. Seeger (2008). "Bacterial Metabolism of Polychlorinated Biphenyls." Journal of Molecular Microbiology and Biotechology 15: 121-138.

PNUE (1999). "Lignes directrices pour l'identification des PCB et du matériel contenant des PCB (http://www.chem.unep.ch/pops/pdf/PCBident/pcbidfr.pdf)."

Pliskova, M., J.Vondracek, et al. (2005). "Impact of Polychlorinated biphenyls contamination on estrogenic action iin human male serum". Environmental Health Perspectives 113: 1277-1284.

Robson, M., L. Melymuk, et al. (2010). "Continuing Sources of PCBs: The significance of building sealants." Environment International 36: 506-513.

Rodenburg, L., J. Guo, et al. (2010). "Evidence for Unique and Ubiquitous Environmental Sources of 3,3'-Dichlorobiphenyl (PCB11)." Environmental Science & Technology 44: 2816-2821.

Rypel, A. L. et D. R. Bayne (2010). "Do fish growth rates correlate with PCB body burdens?" Environmental Pollution 158(8): 2533-2536.

Schiavone, S. et M. Coquery (2009). Analyse comparative et critique des documents guides ou normes pour le prélèvement des sédiments en milieu continental Cemagref

http://www.aquaref.fr/system/files/Rapport+tech+prelevement+-+vfinale-09-07-09.pdf.

Schmid, P., C. Bogdal, et al. (2011). "The Missing Piece: Sediment Records in Remote Moutain Lakes Confirm Glaciers Being Secondary Sources of Persistent Organic Pollutants." Environmental Science & Technology 45: 203-208.

Tanabe, S. (1988). "PCB Problems in the Future - Foresight from Current Knowledge." Environmental Pollution 50(1-2): 5-28.

Tapie, N., H. Budzinski, et al. (2006). "Contamination en polychlorobiphényles (PCB) des anguilles du système fluvio-estuarien de la Gironde."

Tapie, N., K. Le Menach, et al. (2011). "PBDE and PCB contamination of eels from the Gironde estuary: From glass eels to silver eels." Chemosphere 83(2): 175-185.

Tregouet, B., V. Morard, et al. (2011). Etudes & Documents ; Evolution des flux polluants à la mer; Synthèse des évaluations réalisées dans le cadre des conventions Opsar et Medpol, Commissariat Général au Développement Durable, n°34 , Février 2011

http://alfresco.cetmef.developpement-durable.gouv.fr/alfresco/download/direct/workspace/SpacesStore/8c12265d-1e7c-4359-9553-fc2b93f72242/CGDD-evolution+des+flux+polluants+%C3%A0+la+mer.pdf?ticket=TICKET_a329b661649a0aeb029bd0d9bafad1a116861ded.

Wania, F. et G. Daly (2002). "Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of PCBs." Atmospheric Environment 36: 5581-5593.

Yunker, M. B., M. G. Ikonomou, et al. (2011). "Development and validation of protocols to differentiate PCB patterns between farmed and wild salmon." Environmental Science and Technology 45(6): 2107-2115.

5. Annexes

Repère	Désignation	Page
Annexe 1	Mandat du comité de suivi scientifique (CSS) du plan national d'actions sur les PCB	46
Annexe 2	Réglementation existante sur le contrôle des émissions et la surveillance des PCB dans l'environnement	47
Annexe 3	Liste des guides techniques disponibles en France concernant la gestion des opérations de dragage/curage des sédiments	49
Annexe 4	Les PCB dans les principales conventions internationales	50

ANNEXE I : Comité de suivi scientifique du plan national d'actions sur les PCB

Contexte

A la suite d'analyses qui ont conduit à déceler des teneurs en PCB dépassant les seuils sanitaires dans la chair de certains poissons d'eau douce, les ministres en charge de l'écologie, de la santé, de l'agriculture et de la pêche ont adopté un plan d'action pour les PCB le 6 février 2008 qui s'articule autour des 6 axes suivants :

- intensifier la réduction des rejets de PCB (axe 1) ;
- améliorer les connaissances scientifiques sur le devenir des PCB dans les milieux aquatiques et gérer cette pollution (axe 2) ;
- renforcer les contrôles sur les poissons destinés à la consommation et adopter les mesures de gestion des risques appropriées (axe 3) ;
- améliorer la connaissance du risque sanitaire et sa prévention (axe 4) ;
- accompagner les pêcheurs professionnels et amateurs impactés par les mesures de gestion des risques (axe 5) ;
- évaluer et rendre compte des progrès du plan (axe 6).

L'ONEMA apporte sa contribution à 4 des axes du plan national. Au titre de sa mission de soutien à la recherche, l'ONEMA participe à la connaissance du devenir des PCB dans les milieux aquatiques (Axe 2). Il assure la maîtrise d'ouvrage du réseau national de suivi de la contamination des poissons (Axe 3). Il apporte son appui aux services de l'Etat pour accompagner les pêcheurs impactés par les mesures de gestion des risques (Axe 5). Il participe aux travaux du comité national de pilotage et de suivi (Axe 6).

Objectifs du CSS

Au cours du deuxième comité de suivi du plan (17 décembre 2008), l'Etat a demandé à l'ONEMA, dans le cadre de sa participation à l'axe 2 du plan national d'actions sur les PCB, de mettre en place et de piloter un groupe de suivi scientifique placé auprès du comité de pilotage afin :

- d'assurer le suivi scientifique, la cohérence, la complémentarité et la pertinence des actions de connaissances environnementales conduites au niveau national et dans les bassins ;
- d'identifier et proposer les éventuels travaux complémentaires à conduire en plus de ceux qui ont déjà été engagés ;
- de contribuer à la valorisation de ces actions de connaissances.

Composition du CSS

Hélène BUDZINSKI (Université Bordeaux I) : présidente
Marc BABUT (Cemagref)
Pascal DAUTHUILLE (Pôle de compétitivité Axelera)
Benoît HAZEBROUCK (INERIS)
Pierre LABADIE (Université Bordeaux I)
Jean-Charles LEBLANC (ANSES)
Véronique LOIZEAU (IFREMER)
Christophe MOUVET (BRGM)
Jean-Luc PROBST (CNRS/UMR 5245 ECOLAB)
Olivier PERCEVAL (ONEMA) : secrétaire

ANNEXE II : Point sur la législation existante sur le contrôle des émissions et la surveillance des PCB dans l'environnement

Depuis 1975 en France, l'usage « ouvert » des PCB tel que leur utilisation dans des solvants de peintures, vernis, encres ou pesticides est interdit, mais leur présence est tolérée dans certains systèmes clos permettant leur récupération. Le décret du 2 février 1987 interdit la mise sur le marché et l'emploi des appareils contenant des PCB ou des produits en renfermant plus de 0,005% en poids (50ppm). L'élimination conforme des appareils contenant des PCB était obligatoire avant le 31 décembre 2010 à l'exception des transformateurs contenant des liquides renfermant entre 50 et 500 ppm de PCB, lesquels doivent être éliminés de manière conforme au terme de leur utilisation.

Rejets industriels aqueux

L'arrêté du 2 février 1998 (JO du 03/03/1998) fixe des valeurs limites d'émission (VLE) dans les rejets industriels pour les PCB + PCT à 0,05 mg/L (moyenne mensuelle) et 0,1 mg/L (moyenne journalière). Il fixe également la valeur du rejet au-dessus de laquelle la valeur limite s'applique à 0,5 g/j.

Qualité des eaux de surface

Réglementation européenne

- La directive n° 2008/105/CE du 16/12/2008 établit les normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau. Les PCB et dioxines sont listés dans l'annexe III des substances soumises à révision pour leur possible identification comme substances prioritaires (2012). A l'issue des travaux de groupe technique européen en charge de la révision des listes de substances prioritaires au titre de la DCE, et de l'élaboration des normes de qualité environnementale, une norme de qualité a été proposée pour l'ensemble des dioxines, furanes et PCB-DL.

Réglementation nationale

- L'arrêté du 08/07/2010 fixe une NQE pour les eaux de surface intérieures à 0,001 µg/L (PCB totaux).
- Les PCB figurent sur les grilles de systèmes d'évaluation de la Qualité des Eaux SEQ-Eau qui étaient en place avant la DCE.

Réglementation concernant la consommation d'eau potable

Actuellement, il n'existe pas de norme, tant au niveau national qu'au niveau européen. A titre indicatif, au niveau national, le décret n°89-3 du 03/01/89 abrogé, relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles prévoyait une concentration maximale en PCB par substance individualisée de 0,1 µg/L.

Qualité des boues résiduaires destinées à l'épandage agricole

L'arrêté du 03 juin 1998 (JO du 30/06/1998) fixe des teneurs limite en composés organiques dans les boues issues des stations d'épuration et destinées à l'épandage. Pour la somme des 7 PCBi, la teneur est fixée à 0,8 mg/kg de poids sec (PS) (cas général et épandage sur pâturages). De plus, le flux maximum total cumulé pouvant être appliqué sur un sol au cours d'une période de 10 ans ne doit pas être supérieur à 12 g/ha pour la somme des 7 PCBi (soit en moyenne 1,2 g/ha/an).

Réglementation pour les opérations de dragage

- *Dragage des sédiments d'origine continentale.* Depuis le 9 août 2006, un arrêté[60] fixe les niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments extraits de cours d'eau ou de canaux. Ce niveau S1 = 680 µg PCB_{totaux}/kg sédiment sec analysé sur la fraction <2mm, a été établi pour apprécier l'incidence d'une opération de dragage sur le milieu aquatique. Des seuils existent également pour les métaux lourds et les HAP. En pratique, tout banc de sédiments inférieur à 2 000 m^3 dont les analyses chimiques ne révèlent aucun dépassement de S1 est soumis à déclaration auprès de l'autorité compétente. En contrepartie, un banc de même volume dont l'un des contaminants dépasse sa valeur de S1 doit être sujet à une autorisation qui sera délivrée par

[60] http://www.ineris.fr/aida/?q=consult_doc/consultation/2.250.190.28.8.1523

l'autorité compétente. Cette autorisation décidera de la destination finale des sédiments, en fonction des résultats d'analyses complémentaires qui seront menés, *i.e.* analyses des lixiviats et tests d'écotoxicité complémentaires selon la législation concernant les déchets. Le bassin Rhône-Méditerranée a mis en place un seuil bien plus restrictif concernant les PCB : S2 = 60 µg PCB_{totaux}/kg sédiment sec analysé sur la fraction <2mm ; en effet, les taux de PCB mesurés dans les sédiments dragués du Rhône étaient systématiquement bien plus bas que le seuil S1 national (Babut et Miège 2008).

- *Dragage des sédiments marins.* Le même arrêté du 9 août 2006 fixe les seuils N1 et N2 qui permettent d'apprécier la pollution des sédiments dragués et ainsi d'orienter la réflexion et les études en vue de leur gestion. Il ne s'agit pas de seuils d'interdiction mais bel et bien d'une aide à la décision en amont des opérations pour évaluer les meilleurs scénarios de gestion. N1 est le niveau au-dessous duquel l'immersion peut être autorisée sans étude particulière (l'impact potentiel est jugé d'emblée neutre ou négligeable sur le milieu, les teneurs étant comparables au bruit de fond environnemental), mais au-dessus duquel des études plus approfondies que la simple analyse physico-chimique doivent être entreprises. Dans ce dernier cas, une évaluation écotoxicologique globale du sédiment par un ou plusieurs tests de laboratoire peut être demandée par les services chargés d'instruire la demande du permis d'immersion ; N2 est la valeur au-dessus de laquelle l'immersion est susceptible d'être interdite s'il n'est pas apporté la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement (N1 = 500 µg PCB_{totaux}/kg sédiment sec analysé sur la fraction <2mm ; N2 = 1000 µg PCB_{totaux}/kg sédiment sec analysé sur la fraction <2mm.). Ces seuils ont été élaborés par l'IFREMER à partir de calculs statistiques basés sur la composition chimique de sédiments portuaires retrouvés en France. La définition de ces seuils a l'avantage de laisser un champ de liberté à la réflexion pour une décision qui permet de prendre en compte des contraintes locales, ce qui ne serait plus possible dans le cas de normes strictes d'interdiction.

Réglementation pour la gestion des sédiments extraits

Un point complet sur la problématique de la gestion à terre des sédiments de dragage, incluant le contexte réglementaire détaillé, figure dans le rapport de l'INERIS intitulé « Impact sur les milieux aquatiques des sédiments de dragage gérés à terre : problématique, contexte réglementaire, modélisation du transfert de contaminants organiques » produit en 2009 et disponible à partir du lien suivant : http://www.onema.fr/IMG/pdf/2009_014.pdf.

ANNEXE III : Quelques guides techniques disponibles en France concernant la gestion des opérations de dragage/curage des sédiments

Les ouvrages cités ci-dessous ont été élaborés à l'attention des acteurs de l'eau confrontés au problème de la gestion de sédiments contaminés, notamment par les PCB. Ils présentent généralement les différentes techniques de dragage et d'élimination des sédiments et/ou les procédés de traitement existants en incluant les aspects concernés par la législation en vigueur. A noter que cette liste compilée au fil des recherches effectuées ne prétend aucunement à l'exhaustivité.

Agence de l'eau Artois-Picardie (2004). "Enlèvement des sédiments - Guide méthodologique - Evaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage." http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/etude_11.pdf

Groupe de travail opérationnel de la thématique « sédiments toxiques » du pôle de compétence sur les sites et sols pollués Nord-Pas-de-Calais (2004). "Enlèvement des sédiments – guide méthodologique. Faut-il curer ? Pour une aide à la prise de décision." http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/BaseDoc/aegis/915/B%209753-1.pdf

CETMEF (2008). "Guide pour la gestion durable des déblais de dragage portuaires contaminés en France."
http://www.invivo-environnement.com/UserFiles/File/Guide_CETMEF_lite2008.pdf

DDTM-du-Morbihan (2010). "Schéma de référence des dragages du Morbihan."

FFPP-Fédération-Française-des-Ports-de-Plaisance (2005). "Guide pour la gestion des opérations de dragage."
http://www.invivo-environnement.com/UserFiles/File/GuideDragageFFPP_lite2005.pdf

Magdaliniuk, S., C. Pisano, *et al.* (2002). "Enlèvement des sédiments - Guide méthodologique."

Van de Poel, H., S. Lopez, *et al.* (2001). "Guide méthodologique - Caractérisation des sédiments - Projets de curage, Surveillance des sédiments." http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/etude_12.pdf

Service Navigation Rhône-Saône, SNRS (2008). "Recommandation pour la manipulation des sédiments du Rhône dans le contexte de pollution par les PCB." http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/docs/PCB/sediments/PCB_recommandations_dragages.pdf

ANNEXE IV : Les PCB dans les principales conventions internationales

OSPAR est le mécanisme par lequel quinze gouvernements des côtes et îles occidentales d'Europe, avec la Communauté européenne, coopèrent pour protéger l'environnement marin de l'Atlantique du Nord-Est. Cette coopération a débuté en 1972 avec la Convention d'Oslo sur les immersions. Son champ a été étendu aux pollutions d'origine tellurique et à l'industrie pétrolière par la Convention de Paris en 1974. Enfin, ces deux conventions ont été unifiées, mises à jour et étendues par la Convention OSPAR en 1992. La Convention OSPAR exige des Parties contractantes qu'elles appliquent les meilleures techniques disponibles (« *Best Available Techniques* » BAT) et la meilleure pratique environnementale (« *Best Environmental Practice* » BEP), comprenant le cas échéant l'utilisation de technologie propre, dans leurs efforts pour empêcher et supprimer la pollution marine.

La Commission OSPAR a fixé en 1997 des critères d'évaluation écotoxicologiques afin de délimiter les zones potentiellement préoccupantes et de savoir quelles substances pourraient être considérées comme prioritaires. Ces critères d'évaluation n'ont aucun poids juridique, et ne doivent être exploités qu'aux fins des évaluations préliminaires des données issues de la surveillance continue chimique dans le cadre du programme conjoint de contrôle et de surveillance continus.

	Eau (µg/L)	Sédiment (mg/kg PS)	Poisson (mg/kg PF)	Moule (mg/kg PS)
∑7PCBi	n.p.	0,001-0,01 (p)	0,001-0,01 (f)	0,005-0,05 (f)

PF= Poids Frais, n.p.= non pertinent pour le programme de surveillance continue actuel, p.= provisoire, f.= ferme
http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=30010100000000_000000_000000

La Convention de Stockholm (entrée en vigueur en 2004) est un accord international visant à interdire certains produits polluants. Les USA et la Chine sont signataires de la Convention, sans pour autant l'avoir ratifié[61] La plupart des pays européens ont ratifié cette Convention (à l'exception de l'Italie). Cette convention vise à éliminer et/ou à restreindre la production et l'utilisation de 21 polluants organiques persistants ou POPs (9 nouveaux POPs s'étant ajoutés en 2009 à la liste des 12 POPs initialement ciblés) identifiés comme les plus nocifs, parmi lesquels, les PCB.
http://chm.pops.int/default.aspx

La Convention de Bâle[62] (entrée en vigueur en 1992) est un traité international qui a été conçu afin de réduire la circulation des déchets dangereux entre les pays. Il s'agissait plus particulièrement d'éviter le transfert de déchets dangereux des pays développés vers les Pays en développement (PED). La convention a aussi pour but de minimiser la quantité et la toxicité des déchets produits, et d'aider les PED à gérer de façon raisonnable les déchets, nocifs ou non, qu'ils produisent. Les USA l'ont signée mais pas ratifiée.
http://www.basel.int/

[61] La ratification est l'acte par lequel l'Etat exprime son consentement définitif à être lié par le traité. L'Etat Partie doit alors respecter les dispositions du traité et les mettre en œuvre, ce qui revient à faire accepter la loi par le Parlement du Pays.

[62] *In extenso* : Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontaliers de déchets dangereux et de leur élimination.

Onema
Hall C – Le Nadar
5 Square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr